

ISSN 2078-967X

Научный журнал

Э *КОСИСТЕМЫ,
ИХ ОПТИМИЗАЦИЯ
И ОХРАНА*

**Флора
и фауна**

**Биоценология
и биология
видов**

Геоэкология

**Охрана
природы**

**Юбилей
и даты**

**Выпуск 7 (26)
2012**



Таврический национальный университет
им. В. И. Вернадского

МИНИСТЕРСТВО ОБРАЗОВАНИЯ И НАУКИ, МОЛОДЕЖИ
И СПОРТА УКРАИНЫ

ТАВРИЧЕСКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМ. В. И. ВЕРНАДСКОГО

Научный журнал

Основан в 1979 году

**ЭКОСИСТЕМЫ,
ИХ ОПТИМИЗАЦИЯ И ОХРАНА**

Выпуск 7 (26)

Симферополь – 2012

ISSN 2078-967X

Экосистемы, их оптимизация и охрана. – Симферополь: ТНУ, 2012. – Вып. 7. – 296 стр.

Екосистеми, їх оптимізація та охорона. – Сімферополь: ТНУ, 2012. – Вип. 7. – 296 стр.

Optimization and Protection of Ecosystems. – Simferopol: TNU, 2012. – Iss. 7. – 296 pp.

В журнале публикуются материалы комплексных исследований по изучению флоры, фауны, фито- и зооценологии, экологии и биологии видов, геоэкологии и охране растительного и животного мира.

Данный выпуск журнала представляет исследования, прошедшие апробацию на II Международной научно-практической конференции «Биоразнообразие и устойчивое развитие», которая прошла 12–16 сентября 2012 года в Симферополе на базе Крымского научного центра НАН Украины и МОНМС Украины и была посвящена 200-летию Никитского ботанического сада – Национального научного центра НААН Украины.

Редакционная коллегия журнала

Мишнев В. Г. – главный редактор

Котов С. Ф., Олиферов А. Н. – заместители главного редактора

Иванов С. П. – выпускающий редактор

Симагина Н. О. – ответственный секретарь

Редакционный совет

Боков В. А., доктор географических наук, профессор

Ивашов А. В., доктор биологических наук, профессор

Кабузенко С. Н., доктор биологических наук, профессор

Коношенко С. В., доктор биологических наук, профессор

Коренюк И. И., доктор биологических наук, профессор

Корженевский В. В., доктор биологических наук, профессор

Никитина М. Г., доктор географических наук, профессор

Позаченюк Е. А., доктор географических наук, профессор

Симчук А. П., доктор биологических наук

Юрахно М. В., доктор биологических наук, профессор

Технический редактор – Фатерыга А. В., кандидат биологических наук

Адрес редакции: Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, кафедра ботаники и физиологии растений и биотехнологии, пр. Академика Вернадского 4, Симферополь, Украина, 95007

Печатается по решению ученого совета Таврического национального университета им. В. И. Вернадского от 26.10.2012 (протокол № 10)

Регистрационное свидетельство КВ № 15719-4190Р от 04.09.2009

Подписано в печать 30.10.2012. Формат 70×100 ¹/₁₆. Бумага офсетная. Печать – ризограф. Усл. п. л. 15,5. Тираж 300. Отпечатано в Крымском научном центре НАН и МОН Украины – пр. Академика Вернадского 2, г. Симферополь, 95007

УДК 502.743;502.753;502.37;574.472;574.474;502.5

**ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ СОХРАНЕНИЯ
И ВОССТАНОВЛЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО И ЛАНДШАФТНОГО
РАЗНООБРАЗИЯ КРЫМА И ИТОГИ РАБОТЫ II МЕЖДУНАРОДНОЙ
КОНФЕРЕНЦИИ «БИОРАЗНООБРАЗИЕ
И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ»**

Боков В. А.

Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, Симферополь

В статье обсуждаются проблемы и перспективы сохранения и восстановления в Крыму биологического и ландшафтного разнообразия и подводятся основные итоги II международной научно-практической конференции «Биоразнообразие и устойчивое развитие», состоявшейся 12–16 сентября 2012 года в Симферополе, Украина.

Ключевые слова: биоразнообразие, ландшафтное разнообразие, устойчивое развитие, Крым.

В Крыму работы по изучению биоразнообразия системно начались в 1997 году, когда прошла конференция в Гурзуфе, после конференции в Гурзуфе, проведенной на средства американской организации по Программе поддержки биоразнообразия BSP. Итогом конференции стала публикация книги «Выработка приоритетов: новый подход к сохранению биологического разнообразия в Крыму» [1]. Книга стала отправной точкой для анализа состояния проблемы в Крыму. Ссылки на ее результаты широко давались во многих последующих исследованиях. Важным обстоятельством явилась публикация в книге 13 карт структуры биоразнообразия Крыма. В книге была впервые опубликована карта ландшафтов Крыма, составленная известным географом Г.Е. Гришанковым еще в конце 80-х годов.

Большую роль в организации конференции и публикации книги сыграла наша бывшая соотечественница Т.Р. Захарченко – человек, редкий по профессиональным и душевным качествам.

Продолжением этой работы стало описание пятидесяти приоритетных территорий, выделенных в книге, что стало возможным благодаря поддержке опять-таки BSP.

Сразу после этого была опубликована книга «Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы» [2]. В книге рассмотрен широкий круг вопросов: охарактеризованы физико-географические условия биологического и ландшафтного разнообразия, дан обзор биоразнообразия по основным группам растений и животных, как в условиях суши, так и пресноводных и морских экосистемах. По-настоящему инновационным выглядит включение в книгу раздела «Паразитарные экосистемы», что сделало возможным расширение понимания биоразнообразия: необходимо говорить не только о его положительных аспектах, но

и об отрицательных. В книге также оценены такие аспекты биоразнообразия как адвентивные виды, культивируемые виды животных, рассмотрены антропогенные факторы, влияющие на биоразнообразие. Завершается книга рассмотрением группы вопросов по сохранению и перспективам развития природно-заповедного фонда.

По широте охвата проблем на темы биоразнообразия книга не знает равных и по сей день. Важно также подчеркнуть, что в книге широко приводятся списки видов, что является не самоцелью, а служит способом раскрытия проблем.

Еще одним шагом на пути решения проблем биоразнообразия региона была публикация в 2002 году книги «Перспективы формирования природоохранной сети» [3].

Чуть позже по инициативе С.А. Ефимова (в те годы – председатель Комитета по науке и технике при Совете Министров АРК), В.В. Корженевского, С.Ю. Костина, А.В. Ена началась работа над Красной книгой Крыма. В 2004 году был опубликован пробный вариант книги – «Материалы к Красной книге Крыма», который вызвал большой интерес, даже вызвал некоторую критику, но в целом получил положительную оценку. К сожалению, далее С.А. Ефимов перешел на другую работу, а у крымского экологического сообщества не нашлось сил и настойчивости для продолжения работы.

В последующие годы внимание крымских экологов все в большей степени привлекала проблема экологической сети. В 1995 году европейские страны на конференции «Окружающая среда для Европы» в Софии одобрили меры по созданию Пан-европейской экологической сети, как части общеевропейского биологического и ландшафтного разнообразия в течение 20 лет. В этот процесс активно включилась Украина. К сожалению, в работах украинских авторов имеет место почти полное игнорирование на Украине опыта ранних отечественных исследований в этом направлении. В концепциях, монографиях, программах, диссертациях в ссылках явно доминируют современные украинские авторы и некоторое количество европейских. Между тем, многие европейские и американские авторы (сознательно обращаюсь к их работам, поскольку нет пророков в своем отечестве) отмечают, что первые исследования и конкретные реализации в этом направлении были осуществлены в СССР [4; 5; 6]. Прочитав Дугласа Уинера: «Для многих будет удивительно узнать, что еще в 1920-х гг. и в начале 1930-х Советский Союз был на переднем крае развития теории и практики охраны природы. Русские первыми предложили выделять специально охраняемые территории для изучения экологических сообществ, и Советское правительство было первым, кто воплотил эту идею. Более того, русские были первыми, кто понял, что планирование регионального землепользования и восстановление разрушенных ландшафтов должны строиться на основе экологических исследований».

Вспомним знаменитые Территориальные комплексные схемы охраны природы (ТерКСОП), которые стали внедряться в середине 70-х годов в СССР. Они обычно разрабатывались параллельно с планами или программами территориального развития. Они включали нормирование нагрузок на среду по всем видам хозяйственной деятельности (промышленность, транспорт, сельское хозяйство, рекреационная деятельность и др.), выделение проблемных ареалов, установление

планировочных ограничений и ограничений в размещении предприятий для сохранения параметров среды и поддержания экологического баланса, предложения об оптимизации размещения хозяйственных и средозащитных объектов, о разработке новых видов технических средств и технологий, необходимых для решения природоохранных проблем, перспективный план (на 10–15–25 лет) территориального и отраслевого сочетания мер по охране природы и среды обитания человека, раздел об условиях жизни населения на момент составления этого документа и на весь срок его осуществления.

Научную базу для разработки ТерКСОПов и создания природоохранной сети составляли работы Б.Б. Родомана [7], В.М. Яцухно и Ю.Э. Мандера [8], А.Г. Топчиева [9] и многих других ученых. Элементарные этические принципы требуют ссылки на их работы. Более того, в перечисленных работах есть моменты, которые ставят их выше современных европейских разработок. Это, прежде всего, ориентация на более широкий комплексный подход к проблеме:

1. Природоохранная сеть не вырывается из всей системы природных и антропогенных территориальных систем (современные картосхемы экосети часто изображает ее островом в некоем абстрактном пространстве);

2. Система взаимосвязей не сводится к миграциям животных и растений. Рассматривается вся совокупность процессов динамики воздушных и водных потоков, потоков энергии, минерального вещества и химических элементов. При оценке экосети следует учитывать также свойства и состояния агроэкосистем, населенных пунктов, промышленных зон и других типов природопользования, в которых естественные ландшафты не доминируют. Они, естественно, не выступают экологическими регуляторами (кроме отдельных видов агроэкосистем), а в большей или меньшей степени снижают ее.

В книге «Перспективы...» [3] было предложено более широкое понимание понятий «экокоридор». Это не синоним понятия «биокоридор», поскольку экоцентры, экокоридоры включают также всю совокупность процессов перемещения воды, воздуха, минерального вещества, химических элементов. Учитывать эти процессы важно и потому, что они формируют экотопы, а также экологические ситуации. Вспомним стихийные природные бедствия последних лет: паводки, наводнения, оползни. Они в значительной степени связаны со строительством. Не менее интересно то, что хозяйственная деятельность человека инициирует и землетрясения. В наше время 5–6-балльные землетрясения отмечены, например, в Татарии (1986, 1988, 1989, 1991, 2008 годы), находящейся на платформе, что связано с нарушением устойчивости пластов земной коры в результате откачки нефти и закачки воды, созданием водохранилищ.

В последующие годы проведено много конкретных исследований по проблемам экосети. Много опубликовано статей, программ и книг. ГИС-технологии позволяют составлять множество карт. Но открытий, идей, установленных закономерностей в вопросах совершенствования экосети не видно. Почти вся энергия уходит в установление биоцентров, биокоридоров и буферных зон. По умолчанию принимается, что создание биокоридоров повысит эффективность природоохранной системы, повысит уровень экологической регуляции. Но какова

мощность биокоридоров, эффективность, пропускная способность? Что изменится в биоцентрах после того, как их соединят коридорами? Учитывая большое разнообразие таксономических и экологических групп организмов, следовало бы соотнести их требования с параметрами планируемых биоцентров, биокоридоров и буферных зон. Но дело пока доходит лишь для выделения и проектирования неких общих для разных групп организмов биокоридоров.

Но если можно говорить о недостаточном научном анализе проблемы, то реальные шаги в этом направлении выглядят гораздо хуже. Был ли создан или усовершенствован хотя бы один коридор? Реальной работы на местности, которая, конечно, требует выделения бюджетных или коммерческих средств, участия государственных органов на местах, не ведется. Реально экосеть не создается, скорее идет ухудшение ситуации – продолжается застройка: дачное строительство, татарские поселки, эллинги и др. Практически повсеместно происходит нарушение особо ценных природных комплексов, разрушение береговой зоны, что не получает правовой оценки со стороны государственных органов.

Нерегулируемая рекреация и отсутствие современных очистных сооружений, или зачастую вообще их отсутствие, приводит к загрязнению рек и морских акваторий, оказывает негативное влияние на биоразнообразие.

Продолжается уничтожение степных участков лесопосадками и застройкой. Нередко это приводит к полному уничтожению последних фрагментов степных экосистем, популяций десятков краснокнижных видов.

Участились случаи массового уничтожения охраняемых объектов животного и растительного мира, внесенных в региональные, национальные и международные природоохранные списки, ведется разрушение и уничтожение их биотопов.

Хотя площадь заповедных объектов в Крыму расширяется, многие уникальные природные комплексы, особенно на южном берегу и в регионе Севастополя, выделяются под застройку. В результате, некоторые перспективные объекты ПЗФ, рекомендованные Ассоциацией поддержки биологического и ландшафтного разнообразия Крыма «Гурзуф-97», уже утратили свое природоохранное значение. В регионе Севастополя не выполнено ни одно из предложений «Комплексной программы охраны окружающей природной среды, рационального использования природных ресурсов и экологической безопасности г. Севастополя на период до 2010 г.» по созданию новых объектов ПЗФ. Несмотря на поддержку Министерства экологии и природных ресурсов Украины, органов местной власти г. Севастополя, Государственного управления охраны окружающей природной среды, многих научных организаций и конференций, наличие научного обоснования с указанием границ, до сих пор не создан комплексный ландшафтный заказник «Караньский», а его создание откладывается уже в течение шести лет.

В прибрежной зоне на шельфе Крымского полуострова в регионе Севастополя и Каркинитского залива продолжается добыча песка в прибрежной зоне.

Решение важнейших государственных задач в области сохранения биологического и ландшафтного разнообразия зависит от местных органов самоуправления, для которых охрана природы не является сферой деятельности, в ней нет заинтересованности, поскольку она не приносит сиюминутной выгоды.

Состоявшаяся в сентябре 2012 года в г. Симферополе II Международная научно-практическая конференция «Биоразнообразие и устойчивое развитие» стала очередным этапом в движении по сохранению биоразнообразия в Крыму. По итогам конференции в ходе работы по выработке резолюции были сформулированы следующие предложения.

1. Как и в прошлые годы, важнейшее значение имеет организация новых природоохранных территорий. Особое внимание в этом отношении заслуживает территория степного Крыма, где естественные биоценозы, к счастью, еще сохранились, благодаря принадлежности их до последнего времени к военным структурам или петрофитности, что обеспечивало невозможность их полной распашки. Необходимо широкое внедрение понимания того, что степи, степные сообщества Крыма – наша самая большая ценность общемирового значения. Каждому из степных участков Крыма, сохранившем естественную структуру биоразнообразия, необходимо придать тот или иной заповедный статус. Тем более, недопустимо выделение этих территорий под массовые лесопосадки. Поля, выведенные из севооборота и оставленные в хозяйственном пользовании как пастбища, сохраняют перспективу через несколько десятков лет превратиться в полноценные степи, максимально эффективные как в хозяйственном, так и экологическом отношении. Попытки создать на этих территориях лесные сообщества приводят к резкому снижению биоразнообразия, нарушению водного баланса, безвозвратной деградации почв.

Недопустимо низок процент площади территорий природно-заповедного фонда (ПЗФ) в предгорной зоне Крыма – наиболее богатой в флористическом и фаунистическом отношении. Здесь наибольшую тревогу вызывает территория южных остепненных склонов второй гряды (куэст), высокой ценности по целому ряду показателей биоразнообразия, наиболее пострадавшая от искусственного облесения и по настоящее время находящаяся под сильным прессом антропогенных угроз.

Остаются под угрозой уникальные для Украины сообщества южного берега Крыма. Здесь попытки сохранения и, тем более, создания новых объектов ПЗФ вызывают наибольшее сопротивление местных властей.

2. Следует обратить внимание на все территории естественных ландшафтов в степном и предгорном Крыму. При этом необходимо иметь в виду, что для сохранения степной фауны (крупных птиц и животных) необходима достаточно большая площадь. В связи с этим более предпочтительным является расширение уже существующих объектов ПЗФ, по сравнению с созданием новых, небольших по площади.

Назрела необходимость создания целого ряда объектов ПЗФ в районе г. Севастополя, в частности, организация комплексного ландшафтного заказника «Каранский» – уникальной природной территории, находящейся под серьезной угрозой исчезновения.

Здесь же актуально создание ботанического заказника «Мыс Коса Северная», ландшафтного заказника «Упнинская котловина», ландшафтного заказника «Гасфорт», РЛП «Геракля», РЛП «Максимова дача».

Недостаточно защищены морские биоценозы. Необходимо решение вопроса о включении в состав НПП «Чарівна Гавань» части акватории Черного моря.

Необходимо изучение биоразнообразия гиперсоленых озер и прилегающих к ним территорий в Крыму и других регионах с целью их последующего внесения в природно-заповедный фонд.

На южном берегу Крыма вызывает обеспокоенность начавшаяся застройка территории Мертвой долины (Гурзуф). Это исключительно ценное в ландшафтном и ботаническом отношении урочище, один из очень немногих еще сохранившихся на Южном берегу Крыма участков с высоким уровнем биологического разнообразия, хорошим состоянием малонарушенных субсредиземноморских природных комплексов, а также значительной эстетической ценностью ландшафта. Здесь на площади около 10 га произрастает 328 видов высших растений, среди которых 42 вида имеют национальный и международный охранный статус, в том числе девять видов включено в Красную книгу Украины (2009 г.).

Несмотря на высокую природоохранную ценность территории, она была выделена депутатами Гурзуфского поссовета под частную коттеджную застройку. Сейчас в Мертвой долине проводится активное массовое уничтожение растений, занесенных в Красную книгу Украины, и растительных сообществ, включенных в Зеленую книгу Украины, что является грубым нарушением национального и международного природоохранного законодательства, в частности, Законов Украины «Об охране окружающей природной среды», «О растительном мире», «О Красной книге Украины», Положения о Зеленой книге Украины и других нормативных актов.

Никитский ботанический сад обращался в Рескомприроды АРК с ходатайством о резервировании этого объекта с целью дальнейшего включения в состав природно-заповедного фонда Украины в качестве ботанического заказника местного значения, но ответа по существу вопроса пока не получил. Вопрос о заповедании Мертвой долины неоднократно поднимался также в научных публикациях и выступлениях на конференциях. Однако эти предложения, также пока не получили должной поддержки со стороны государственных органов.

3. Назрела необходимость создания межправительственной комиссии по рыболовству в бассейне Черного моря с участием всех причерноморских стран, что соответствует задачам и стратегиям ООН в области восстановления рыболовства (Йоханнесбург, 2002 и Нагойя, 2010). К основным направлениям деятельности такой комиссии целесообразно отнести разработку общих мер регулирования промысла мигрирующих видов рыб, осуществление мер по сохранению и восстановлению их особо ценных пород (осетровых), определение общих правил прибрежного рыболовства и добычи нерыбных ресурсов, решение межгосударственных задач, связанных с использованием биологических ресурсов в бассейне Черного моря.

4. Необходима разработка целевой государственной научно-исследовательской программы «Инвазии в Украине как угроза биологическому разнообразию, экономической деятельности государства и здоровью населения». За последние годы на долю инвазивных приходится до 18% видов флоры объектов ПЗФ Украины,

около 54% полевых сорных растений, что представляет угрозу сельскому хозяйству и риск для других типов землепользования, в том числе ПЗФ.

5. Назрел вопрос о создании питомников для воспроизводства редких и охраняемых видов растений и животных, в том числе Азово-Черноморского бассейна.

6. Широкое развитие в последние годы получили такие виды рекреации как конный туризм, гонки на квадроциклах и джипах, игра в гольф. Необходимо проводить более глубокое и всестороннее обсуждение со специалистами и учеными вопросов отвода значительных территорий Крыма для этих и других видов рекреации, представляющих угрозу биологическому и ландшафтному разнообразию Крыма.

7. Следует возвратиться к идее осуществления проекта по подготовке Красной книги Крыма.

8. К наиболее важным научным проблемам в области изучения и сохранения биоразнообразия следует отнести:

а) Создание единой системы мониторинга биоразнообразия территорий и акваторий Причерноморского региона с целью выявления динамики коренных и производных биогеоценозов.

б) Проведение ревизии всех сохранивших естественное состояние степных биоценозов Крыма, имеющих мировое значение. Проведение комплексных исследований этих экосистем с целью изучения их современного состояния и динамики природных процессов в связи с антропогенными и другими угрозами, включая процессы, сопровождающие глобальное потепление.

в) Расширение исследования по изучению субсредиземноморских ландшафтов в Крыму в связи с их особой ценностью как единственного на Украине участка средиземноморской природы.

г) Проведение инвентаризации и экологической паспортизации водных искусственных водоемов с учетом их роли в формировании биологического и ландшафтного разнообразия.

д) Осуществление научного обоснования по включению видов флоры в Красную книгу Украины. Важным шагом на пути охраны флоры является создание двух ботанических заказников общегосударственного значения.

8. Необходимо развернуть исследования по оценке экологического следа, что позволит количественно оценить уровень воздействия различных типов социальной и хозяйственной деятельности на биологическое и ландшафтное разнообразие. Этот вопрос пока остается за пределами интересов крымских экологов.

В целом конференция показала большой интерес сообщества экологов к проблемам сохранения биологического и ландшафтного разнообразия Крыма и других районов Причерноморья. Конференция на эту тему на базе Крымского научного центра проведена во второй раз, что свидетельствует о формировании определенной традиции. Можно надеяться, что очередная конференция (в 2014 году) будет успешной, позволит сделать новые шаги на пути решения этой животрепещущей проблемы.

Список литературы

1. Биологическое и ландшафтное разнообразие Крыма: проблемы и перспективы. Вопросы развития Крыма. Научно-практический и дискуссионно-аналитический сборник. Вып. 11. – Симферополь: Сонат, 1999. – 180 с.
2. Выработка приоритетов: новый подход к сохранению биоразнообразия в Крыму. – Вашингтон: BSP, 1999. – 257 с.
3. Перспективы создания единой природоохранной сети Крыма. – Симферополь: Крымучпедгиз, 2002. – 192 с.
4. Sukopp H., Wittig R. Stadtökologie. Hamburg: Gustav Fischer Verlag, 1998. – 402 ss.
5. Towards an urban atlas. Assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas. Project Manager: Ivone Pereira Martins. European Environment Agency, EEA, Copenhagen, 2002.
6. Winer D. Models of Nature. Ecology, conservation and cultural revolution in Soviet Russia. Indiana university, 1988. – 312 p.
7. Родоман Б.Б. Поляризация ландшафта как средство сохранения биосферы рекреационных ресурсов // Ресурсы, среда, расселение. – М., 1974. – С.150–162.
8. Яцухно В.М., Мандер Ю.Э. Формирование агроландшафтов и охрана природной среды. – Минск, 1995. – 121 с.
9. Топчиев А.Г. Геоэкология: географические основы природопользования. – Одесса: Астропринт, 1966. – 391 с.

Бокв В. А. Проблеми та перспективи збереження і відновлення біологічного та ландшафтного різноманіття Криму та підсумки II міжнародної конференції «Біорізноманіття та сталий розвиток» // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 3–10.

У статті обговорюються проблеми та перспективи збереження та відновлення в Криму біологічного та ландшафтного різноманіття та підбиваються основні підсумки II міжнародної науково-практичної конференції «Біорізноманіття та сталий розвиток», яка відбулася 12–16 вересня 2012 року у Сімферополі, Україна.

Ключові слова: біорізноманіття, ландшафтне різноманіття, сталий розвиток, Крим.

Bokov V. A. Problems and prospects of conservation and restoration of biological and landscape diversity in the Crimea and results of the II International Conference «Biodiversity and Sustainable Development» // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 3–10.

The paper discusses the problems and prospects of conservation and restoration in the Crimea of biological and landscape diversity, and summarizes the main results of the II International Scientific-Practical Conference «Biodiversity and Sustainable Development», which was held September 12–16, in Simferopol, Ukraine.

Key words: biodiversity, landscape diversity, sustainable development, Crimea.

УДК 338.48:332.14

ФЛОРИСТИЧЕСКИЕ СВЯЗИ КРЫМА С ТОЧКИ ЗРЕНИЯ ПОЗИЦИОННЫХ ОТНОШЕНИЙ

Позаченюк Е. А.

Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, Симферополь, pozachenyuk@gmail.com

Приводится позиционный анализ флористических связи Крыма. Анализируется ареалогическая структура флоры Крыма с выделением: средиземноморского, евроазиатского, голарктического географических элементов. Доказывается, что распределение бореальных, палеоарктических и средиземноморских флористических комплексов определяется не столько экологическими условиями отдельных районов Горного Крыма, сколько их позицией к путям миграции флоры.

Ключевые слова: географический элемент флоры, ареалогическая структура, географическая позиция.

ВВЕДЕНИЕ

Флоре Крыма свойственно значительно видовое разнообразие, где на относительно небольшой площади (26860 км²), по данным Н. И. Рубцова [1] насчитывалось свыше 2400 видов, по современным воззрениям в Крыму – свыше 2536 видов и подвидов высших растений (кроме мхов) [10].

Значительное видовое разнообразие с одной стороны, и сложная ареалогическая структура флоры Крыма с другой – всегда вызывала большой интерес к ее происхождению. Наиболее распространенными являются воззрения Е. В. Вульфа [2], Н. И. Рубцова [1] и др. о существовании до конца плиоцена на месте современного Черного моря Понтиды. Об отсутствии Понтиды свидетельствуют ряд данных о строении и развитии Черноморской впадины, которая существовала, начиная с верхнего палеозоя (Обручев, 1926; Архангельский, Страхов, 1938; Муратов, 1955; Гончаров и др., 1972). На основании анализа географического распространения средиземноморских представителей флоры Г. Э. Гроссет [3] приходит к выводу, что в Крым они могли проникнуть в конце плиоцена с севера по установившемуся соединению с континентальной Украиной.

Анализ флористических связей Крыма дает возможность установить не только возможные пути миграции флоры, но и косвенно ответить на вопрос о существовании Понтиды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследование ареалогической структуры флоры Крыма проводилось на основании данных определителей флоры Крыма. В основу анализа возможных сухопутных биоценологических связей Крыма с другими регионами положены палеогеографические данные, представленные в работах [4, 7, 8, 17, 18, 19], а также

результаты собственных полевых исследований автора, полученные методами стандартных геоморфологических и ландшафтных исследований: рекогносцировочные маршрутные наблюдения, методы описания ключевых участков, геоморфологическое и ландшафтное профилирование, морфологический анализ обломочного материала и др.

В основу анализа мест нахождения различных географических элементов флоры Крыма положен позиционный анализ, разработанный автором [5].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ядро крымской флоры образует древнесредиземноморский географический элемент. Количество средиземноморских видов с включением переходных европейско-средиземноморских достигает 50%.

По экологии древнесредиземноморские виды преимущественно ксерофиты и гемиксерофиты. Голарктический географический элемент флоры Крыма составляет 22,2% от общего количества видов. В отличие от растений других ареалогических групп здесь преобладают мезофиты, гидромезофиты и настоящие гидрофиты. Определенную роль играет евроазиатский географический элемент флоры (11,4%). По экологии виды данной ареалогической группы преимущественно ксерофитные. Другие географические элементы флоры составляют меньшинство (16,4%) от общего числа видов (табл. 1).

Анализ ареалогической структуры средиземноморского элемента флоры Крыма подвергает сомнению существование древней Понтиды. Если бы Крым представлял единое целое с Балканским полуостровом, Кавказом и Малоазиатским нагорьем посредством Понтиды, то состав его средиземноморской флоры был бы близок флоре этих регионов. Однако анализ флористического состава средиземноморских регионов непосредственно прилегающих к Крыму (так называемая эвксинская группа) показал обратное. Общее количество видов, характерных крымско-балканскому элементу флоры, составляет всего лишь восемь видов, крымско-малоазиатскому – девять, крымско-кавказскому – десять. Количество видов с ареалами, включающими несколько причерноморских стран (так называемая циркумэвксинская группа), также незначительно.

Крымско-кавказско-малоазиатский ареал включает 27 видов, крымско-балканско-малоазиатский – 11, крымско-кавказско-балканский – шесть. Исходя из незначительной общности видового состава средиземноморской флоры Крыма и непосредственно примыкающих к Черному морю стран, можно предположить, что эвксинская и циркумэвксинская группы флор не представляли собой в прошлом единое целое. Анализ средиземноморской ареалогической группы видов показал, что для Крыма характерны виды с широким ареалом, так собственно средиземноморский ареал составляет 108 видов, а восточно-средиземноморский – 72 вида.

Вышеизложенное свидетельствует о существовании в прошлом единой обширной средиземноморской зоны с общими, наиболее характерными видами. Такой обширной зоной (областью) было древнее средиземноморье. Наличие тесных связей флоры Крымского полуострова с флорой Средиземноморья можно объяснить

древней биотической позицией Крыма к ранее существовавшей средиземноморской зоне, которая простиралась через всю южную Украину и доходила до широты г. Киева. Под биотической позицией понимаем пространственно-временные отношения геокомплекса регионального структурного уровня организации к существующим или существовавшим ранее путям распространения видов флоры и фауны.

Таблица 1

Географические элементы флоры Крыма

Географический элемент флоры	Количество видов, %	Виды
Древне-средиземноморский (включая переходный европейско-средиземноморский)	50	Асфоделина желтая (<i>Asphodeline lutea</i>), сердечник греческий (<i>Cardamine graeca</i>), маргаритка лесная (<i>Bellis sylvestris</i>); ладанник крымский (<i>Cistus tauricus</i>), пузырник киликийский (<i>Cotutea cilicica</i>); земляничник мелкоплодный (<i>Arbutus andrachne</i>), можжевельник высокий (<i>Juniperus excelsa</i>), фисташка туполистная (<i>Pistacia mutica</i>), рябина крупнолистная (<i>Sorbus domestica</i>) и др.
Голарктический	22,2	Пырей ползучий (<i>Elytrigia repens</i>), овсяница гигантская (<i>Festuca gigantea</i>), тимopheевка степная (<i>Phleum phleoides</i>), лисохвост луговой (<i>Alopecurus pratensis</i>), ежа сборная (<i>Dactylis glomerata</i>), костенец постенный (<i>Asplenium ruta-muraria</i>), крушина ольховидная (<i>Frangula alnus</i>), ива белая (<i>Salix alba</i>), сосна обыкновенная (<i>Pinus sylvestris</i>), осина (<i>Populus tremula</i>), береза (<i>Betula pendula</i>), два вида тополя (<i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i>) и др.
Евразийский	11,4	Адонис весенний (<i>Adonis vernalis</i>), ковыль украинский (<i>Stipa ucrainica</i>), спаржа коротколистная и Палласа (<i>Asparagus brachyphyllus</i> и <i>A. pallasii</i>), щавель узколистный (<i>Rumex stenophyllus</i>), котовник мелкоцветный (<i>Nepeta parviflora</i>), карагана степная (<i>Caragana frutex</i>), таволга зверобоелистная (<i>Spiraea hypericifolia</i>), можжевельник казацкий (<i>Juniperus sabina</i>) и др.
Другие географические элементы флоры	16,4	

Согласно палеогеохимической ландшафтнoй карте А. И. Перельмана [4] на юге Украины, в том числе и горном Крыму, в начале миоцена господствовали гумидные субтропики. Растительность указанной субтропической зоны в дальнейшем вследствие похолодания и увеличения сухости климата развивается в направлении вытеснения древних тропических форм типично средиземноморскими [2, 6]. Так уже в теплые фазы палеоклиматических ритмов плиоцена и раннего антропогена

ландшафты равнинного Крыма и континентальной Украины были субтропическими [7]. Между этими регионами происходил интенсивный обмен средиземноморскими видами. Наиболее вероятным временем проникновения этой флоры на территорию Крымского полуострова можно считать плиоцен (киммерийский век), так как именно в этот период существовали сухопутные связи Крыма с континентальной Украиной [8]. Следовательно, древняя позиция Крыма относительно располагавшейся севернее средиземноморской зоны определила широкий обмен флоры и фауны между средиземноморьем в целом и Крымским полуостровом, что способствовало формированию древнего средиземноморского ядра флоры Крыма.

Наряду со средиземноморскими видами значительная роль во флоре Крымского полуострова принадлежит бореальному и палеоарктическому ее элементам. Наиболее характерными комплексами этих типов флор являются черноольховые леса, березняки и сосновые леса из *Pinus sylvestris*.

Леса из черной ольхи (*Alnus glutinosa*) распространены в западной части горного Крыма по долинам верховьев рек: Альмы, Косе, Сухой Альмы и балок, прилегающих к Альме, а также отдельные экземпляры черной ольхи встречаются по балкам Южного берега Крыма в его западной части, например, Партенитской балке. Черноольховый лес нами изучался в долине р. Альмы на расстоянии 0,5 км к югу от водоохранного поста Партизанского водохранилища. Лес расположен в пределах низкой и высокой поймы р. Альмы, общей шириной 300–500 м. Низкая пойма бугристая с ложбинами стока шириной до двух метров и следами затопления (заиленность стволов деревьев до 20–25 см, заторы из валежника). На низкой пойме русло разбивается на множество рукавов и встречаются старицы. Лес поймы р. Альмы отделяется от ее русла и прируслового вала зоной густых труднопроходимых кустарников из шиповника (*Rosa*), ежевики (*Rubus paratauricus*), свидины южной (*Swida australis*), завитых лианами дикого винограда (*Vitis sylvestris*) и отростками ежевики, с одиночными деревьями. Почва покрыта пологом сухих веток. Лес поймы четырехярусный. В первом ярусе преобладает ольха черная (*Alnus glutinosa*), ива пурпурная (*Salix purpurea*). Сомкнутость яруса достигает 80%. Второй ярус образован единичными подростками ольхи черной, клена полевого (*Acer campestre*). Третий ярус составляют кустарники, представленные лещиной обыкновенной (*Ligustrum vulgare*). Травяной покров не образует сплошного покрытия (составляет 40%) и состоит из паслена сладко-горького (*Solanum dulcamara*), райграса высокого (*Arrhenatherum elatius*), шлемника высочайшего (*Scutellaria altissima*), яснотки пятнистой (*Lamium maculatum*) и др. На высокой пойме, помимо ранее указанных видов, произрастают липа сердцевидная (*Tilia cordata*), тополь черный (*Populus nigra*), ясень высокий (*Fraxinus excelsior*), вяз граболистный (*Ulmus carpinifolia*), дуб черешчатый (*Quercus robur*). В травяном покрове примешивается фиалка пахучая (*Viola odorata*), дорикниум средний (*Dorycnium intermedium*), железница горная (*Sideritis montana*), дербенник иволистный (*Lythrum salicaria*), мордовник обыкновенный (*Echinops ritro*) и др.

Анализ ареалогической структуры флоры черноольхового комплекса долины р. Альмы показал, что главная роль принадлежит голарктическому элементу флоры – 45 видов, что составляет 52% (табл. 2).

Другим реликтовым комплексом бореального типа флоры являются березняки, образованные березой бородавчатой (*Betula verrucosa*). В настоящее время в Крыму известно единственное местонахождение березы, расположенное в западной части гор на восточном склоне Бабуган-яйлы (около 200 особей). Характерно, что описанные ранее районы прежнего распространения березы также относятся только к западному Крыму. В прошлом столетии значительные участки березового леса до 75 га произрастали в верховьях р. Альмы.

Таблица 2

Распределение видов флоры черноольхового комплекса долины р. Альмы по географическим элементам

№ п/п	Географические элементы	Количество видов	% от общего количества видов
1	Древнесредиземноморский:		
	Восточнесредиземноморский	3	4
	Крымско-кавказский	1	1
	Крымский эндемичный	3	4
	Переднеазиатский	1	1
	Средиземноморско-переднеазиатский	2	2
	ИТОГО	10	12
2	Переходный:		
	Европейско-средиземноморский	10	12
	Европейско-средиземноморский-переднеазиатский	14	16
	ИТОГО	24	28
3	Евроазиатский степной:		
	Понтический	2	2
	ИТОГО	2	2
4	Переходный:		
	Средиземноморско- евроазиатский степной:	3	3
	ИТОГО	3	3
5	Голарктический:		
	Собственно голарктический	10	12
	Палеарктический	17	19
	Южнопалеарктический	1	1
	Западнопалеарктический	11	12
	Европейский	6	6
	ИТОГО	45	52
6	Адвентивный	3	3
	Общее число видов черноольхового комплекса получивших географическую (ареалогическую) квалификацию	87	100

В разное время отдельные небольшие березовые местонахождения отмечены на северном склоне гор в Байдарской котловине, в верховьях р. Улу-Узенья Алуштинского (ущелье Яман-Дере, близ водопада Головкинского), в верховьях р. Качи, в долине Сухой Альмы и даже на диоритовом лакколите Чамны-Бурун и в пяти экземплярах около г. Симферополя [8, 9]. Вместе с березовыми лесами в Крым иммигрировали лесные бореальные виды: костяника (*Rubus saxatilis*), ладьян трехнадрезный (*Carollorrhiza trifida*), надбородник безлистный (*Epipogium aphyllum*), осока низкая (*Carex humilis*), последняя является одним из наиболее характерных растений Крымских яйл. Кроме березы на склонах восточной и северо-восточной экспозиции произрастают сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*), осина обыкновенная (*Populus tremula*), рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia*), последняя по данным К. П. Попова [12] распространена только в западном горном Крыму. Основные комплексы из сосны обыкновенной располагаются на северных склонах Бабуган-яйлы, Никитской яйлы на высотах 700–1300 м. Кроме того, Т. Д. Водопьяновой [13] отмечено наличие небольших групп сосны на южном макросклоне от г. Алушты до с. Междуречья. В травяном покрове лесов из сосны обыкновенной произрастают такие бореальные виды как костяника (*Rubus saxatilis*), грушанки (*Pyrola chlorantha*, *Pyrola minor*).

Таким образом, распространение наиболее характерных и своеобразных бореальных и палеоарктических флористических комплексов в пределах Крымского полуострова сосредоточено, преимущественно, в западной части горного Крыма, что не полностью соответствует современным экологическим условиям. Именно эта часть гор отличается в сравнении с восточной – средиземноморскими чертами климата. Исходя из вышеприведенного противоречия, можно предположить, что современное распространение северных видов флоры связано с определенной позицией этих районов по отношению к путям миграции бореальных и палеоарктических комплексов.

Распространение бореальных комплексов в Крым, как это общепринято считать, шло в ледниковые эпохи с севера. При этом в раннечетвертичном периоде ландшафты юга Украины были степными, а по долинам рек произрастали широколиственно-сосновые леса [14]. Большое значение для миграции лесных бореальных элементов в Крым могли иметь долины крупных рек Дона, Днепра, Днестра, впадавших в море значительно южнее, чем теперь [15]. В нижнечетвертичный период непосредственно к Крымскому полуострову доходил пра-Днепр, как это считает К. М. Маков [16] или древние реки единой речной системы пра-Днепра [17]. В Крыму в это время единственной долиной соединяющей северную часть полуострова с южной горной была долина р. Салгир. Для древнего Салгира, как считал А. Ф. Слудский [18], характерен широкий спектр миграции. Одно из бывших его русел проходило по центральному равнинному Крыму, следы которого сохраняет современная Чатырлыкская балка, и впадало в Каркинитский залив. Тем не менее, в современном верховье р. Салгир и ее притоках (Бурульча, Тонас) насыщенность бореальными вышеописанными комплексами незначительная. В связи, с чем предполагаем, что в прошлом долина р. Салгир была

связана с долиной рек Альмы и Качи. Это согласуется с мнением Н. И. Лысенко [19] о широком наличии в Крыму речных перехватов.

Наиболее вероятным связующим звеном рек Салгир и Альма могло быть широкое Марьинское понижение. Предполагаем, что уровень, тянущийся вдоль всего Марьинского понижения, представляет четвертую террасу древней долины р. Салгир, выработанную в нижнечетвертичное время, а Марьинское понижение представляет собой древнюю долину. Марьинская долина является частью продольной депрессии, разделяющей Главную гряду от предгорья. Выработана долина преимущественно в меловых мергелях. Простирается с юго-запада на северо-восток; с северо-запада ограничена эоценовыми известняковыми обрывами Внутренней кустовой гряды, с юго-востока – денудационно-ступенчатыми складчато-глыбовыми структурами Главной гряды Крымских гор, сложенными среднеюрскими конгломератами. Марьинская долина имеет протяженность около 14 км., среднюю ширину – 3–4 км. В настоящее время в ее центральной части располагается водораздел. Он разделяет две водоносные балки, впадающие в р. Салгир и р. Альму (рис. 1).

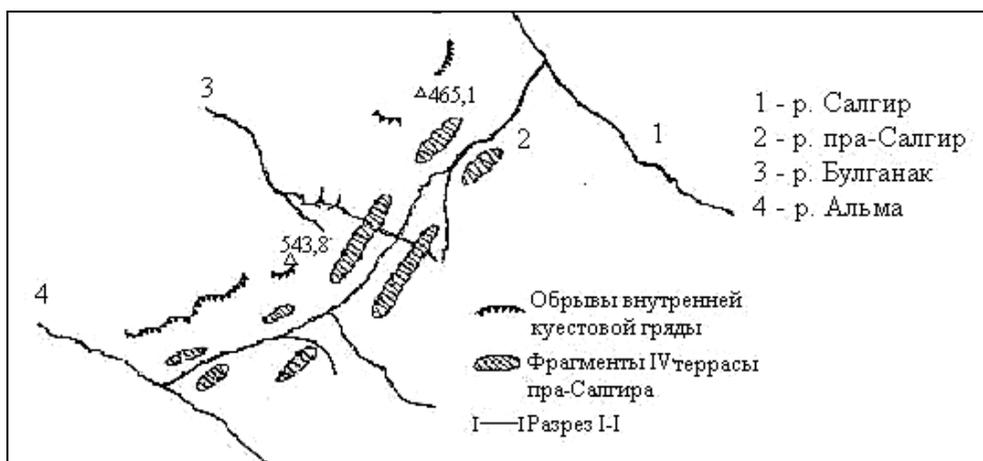


Рис. 1. Положение Марьинской долины в системе гидросети Крыма

Обе балки имеют два древних террасовых уровня: первый высотой от 4 до 5 м, над современным руслом, второй 7–8 м. Характерно, что поверхности двух нижних террасовых уровней обеих балок имеет падение соответственно в сторону р. Салгир и р. Альмы и выклиниваются к водоразделу. Данный факт может говорить о том, что вышеописанные балки современные и заложенные в верхнечетвертичный период. Кроме вышеописанных террас, в Марьинской долине существует высокая терраса, которая не связана с современными балочными системами и тянется через всю долину шириной 50–100 м. На основании чего можно судить, что эта терраса является реликтом более древнего возраста. По относительной высоте соответствует четвертому террасовому уровню р. Салгир, последний по данным Н. И. Лысенко и Г. Е. Гришанкова достигает 25–30 м и относится к нижнечетвертичному времени.

Правая терраса выработана в юрских конгломератах, которые к юго-западу, недалеко от долины р. Альмы замещаются нижнемеловыми песчаниками и песками. На поверхности всей террасы встречаются делювиально-пролювиальные отложения делювия конгломератов и только в юго-западной ее части, вблизи с. Константиновки, на нижнемеловых песчаниках встречена линза крупных галечников с известковым цементом. Присутствие в них гальки из мраморовидного известняка (продукт разрушения пород, слагающих Главную гряду) свидетельствует о ее аллювиальном происхождении.

Более подробно древний террасовый уровень изучался на ледовом борту Марьинской долины. Данный уровень, выработанный в верхнемеловых мергелях. Сохранившиеся фрагменты террасы перекрыты мощным делювием мергеля, в котором нами обнаружены кварцевая галька и гравий (рис. 2). Нахождение гальки в мергелистом делювии может служить доказательством аллювиального происхождения террасы.



Рис. 2. Геолого-геоморфологический профиль через Марьинскую долину по линии I-I

1 – четвертичные суглинки; 2 – средний эоцен, симферопольский ярус (нуммулитовые известняки); 3 – бахчисарайский ярус (глины известковистые); 4 – верхний мел, сантонский и кампанский ярусы (мергели); 5 – верхний мел, туронский ярус (мергели с кремнистыми конкрециями); 6 – верхний мел, сеноманский ярус (мергели песчанистые); 7 – элювий мергелей верхнего мела, сеноманский ярус (с аллювиальной нижнечетвертичной галькой); 8 – нижний мел, альбский ярус (глины песчанистые); 9 – нижний мел, аптский ярус; 10 – нижний мел, готеривский и барремский ярусы (глины песчанистые); 11 – элювий глины нижнего мела, готеривский и барремский ярусы (с аллювиальной нижнечетвертичной галькой); 12 – верхняя юра, оксфордский ярус (конгломераты); 13 – верхний триас (переслаивание аргиллитов, алевролитов и песчаников).

На основании вышеизложенного считаем уровень, тянущийся вдоль всего Марьинского понижения, четвертой террасой древней долины р. Салгир, выработанной в нижнечетвертичное время. Следовательно, в это время р. Салгир имела истоки в верховьях нынешней р. Альмы, а современное ее верховье сформировалось за счет относительно недавнего перехвата, заложенного в отрогах Курцовского поднятия. Верховье, ранее принадлежащее р. Малый Салгир, стало верховьем р. Большой Салгир. Далее пра-Салгир по Марьинской долине и по центральной части равнинного Крыма и Чатырлыкской балке достигал севера Крымского полуострова (рис. 3). По всей вероятности это единственно возможный путь миграции в Крым нижнечетвертичной лесной бореальной флоры. Далее из верховьев древней долины р. Салгир северные виды распространились по всему западному горному Крыму. Этому благоприятствовала хорошо развитая эрозионно-балочная и речная сеть.



Рис. 3. Реконструкция долины р. Салгир в нижнечетвертичное время

1 – современные речные долины; 2 – предполагаемые участки речных долин в ижнечетвертичное время.

Следовательно, современное распространение бореальных и палеоарктических флористических комплексов, а также как и средиземноморских определяется не столько экологическими условиями отдельных районов горного Крыма, сколько их древней позицией к путям миграции флоры.

ВЫВОДЫ

1. Ядро флоры Крыма образует древнесредиземноморский географический элемент. Количество средиземноморских видов с включением переходных

европейско-средиземноморских достигает 50%. По экологическим признакам древнесредиземноморские виды преимущественно ксерофиты и гемиксерофиты.

2. Голарктический географический элемент флоры Крыма составляет 22,2% от общего количества видов. В отличие от растений других ареалогических групп здесь преобладают мезофиты, гидромезофиты и настоящие гидрофиты.

3. Евразийский географический элемент флоры Крыма составляет 11,4%, преобладают ксерофиты. Другие географические элементы флоры составляют меньшинство (16,4%) от общего числа видов.

4. На основании позиционного анализа географического распространения средиземноморских и голарктических элементов флоры Крыма можно утверждать, что проникновение их в Крым шло по периодически устанавливающимся связям с континентальной Украиной. Для объяснения флористических связей Крыма нет оснований судить о существовании древней Понтиды.

5. Древняя позиция Крыма относительно располагавшейся севернее средиземноморской зоны определила широкий обмен флоры между средиземноморьем в целом и Крымским полуостровом, что способствовало формированию древнего средиземноморского ядра флоры Крыма. Наиболее вероятным временем проникновения средиземноморских элементов флоры на территорию Крымского полуострова можно считать плиоцен (киммерийский век). Голарктический элемент флоры сформировался в нижнечетвертичное время.

6. Современное распространение ландшафтов с голарктическим элементом флоры определяется не столько экологическими условиями отдельных районов Горного Крыма, сколько их древней позицией к путям миграции флоры. Максимальное сосредоточение данных ландшафтов характерно для западной части Горного Крыма, в то время как именно эта часть гор отличается, в сравнении с восточной, средиземноморскими чертами климата.

7. Миграция бореальных видов в Крым осуществлялась в нижнечетвертичное время по древним рекам единой речной системы пра-Днепра, которые соединялись с пра-долиной р. Салгир (следы древнего русла сохраняет современная Чатырлыкская балка). В это время долина р. Салгир была связана с долинами рек Альма и Кача через широкое Марьинское понижение. Предполагаем, что современный уровень, тянущийся вдоль всего Марьинского понижения, представляет четвертую террасу древней долины р. Салгир.

Список литературы

1. Рубцов Н. И. Географические связи Крыма и гипотеза Понтиды / Н. И. Рубцов // Природа. – 1980. – №1. – С. 50–58.
2. Вульф Е. В. Историческая география растений / Е. В. Вульф. – М. – Л.: АН СССР. – 1944. – С. 211–220.
3. Гроссвет Г. Я. О происхождении флоры Крыма и степей, прилегающих с севера / Г. Я. Гроссвет // Землеведение. – 1936. – Вып. 4. – Т. XXXVIII. – С. 383–418.
4. Перельман А. И. Палеогеохимия ландшафтов / А. П. Перельман // Природа. – 1982. – №4. – С. 28–36.
5. Позаченюк Е. А. Роль позиции в формировании природных и антропогенных комплексов (на примере Крыма) / Е. А. Позаченюк // Антропогенные ландшафты и вопросы охраны природы. Межвузовский сборник. – Уфа: Башкир. ун-т, 1984. – С. 45–52.
6. Грацианский А. Н. Природа средиземноморья / А. И. Грацианский. – М.: Мысль, 1971. – 509 с.

7. Веклич М. Ф. Плицен и плейстоцен левобережья нижнего Днепра и равнинного Крыма / М. Ф. Веклич, Н. Д. Сиренко. – М.: Наукова думка, 1976. – 186 с.
8. Атлас палеогеографічних карт Української і Молдавської РСР (з елементами літофацій) М 1:2500000 / [ред. В. Г. Бондарчук]. – Київ: АН УРСР, 1960. – 78 с.
9. Кондараки В. Х. Универсальное описание Крыма / В. Х. Кондараки. – СПб, 1875. – 437с.
10. Ена А. В. Природа флоры Крымского полуострова / А. В. Ена. – Симферополь: Н.Орианда, 2012. – 231 с.
11. Ена В.Г. *Betula verrucosa* Ehrh в ландшафтах Крыма / В. Г. Ена // Ботанический журнал. – 1969. – Т. 54, №4. – С. 590–592.
12. Попов К. П. Географическое распространение рябины в Крыму / К. П. Попов // Изв. Крым. отд. географ. общ-ва Союза ССР. – 1961. – Вып. 6. – С. 115–131.
13. Водопьянова Т. Д. Фитоценологическая классификация сосновых лесов Крыма / Т. Д. Водопьянова // Тр. I науч. Конф. Преподав. Биологических, с.-х. и химических дисциплин пединститутов УССР. – Симферополь, 27–29 мая, 1957. – С. 129–136.
14. Генсирук С.А. Леса Украины / С. А. Генсирук. – М.: Лесная промышленность. – 1975. – 280 с.
15. Малеев В. П. Основные этапы развития растительности Средиземноморья и горных областей юга СССР (Кавказа и Крыма) в четвертичный период / В. П. Малеев // Тр. Гос. Никитского ботанического сада. – 1948. Т. XXXV, Вып. 1–2. – С. 3–29.
16. Маков К. І. Про геологічну будову причорноморської западини / К. І. Маков // АН УРСР. Геол. журн. – 1938. – Т. V, Вып. 4. – С. 39–50.
17. Заморій П. К. Четвертинні відклади Української РСР / П. К. Заморій. – Київ: КГУ, 1961. – С. 594.
18. Слудский А.Ф. Древние долины реки Салгир / А. Ф. Слудский //Изв. Крым. отд. геогр. общ-ва СССР. – 1953. – Вып. 2. – С.31–38.
19. Лысенко Н.И. О причинах ассиметрии речных долин Крыма / Н. И. Лысенко // Изв. ВГО. – 1966. – Т. 98. – С. 357–361.

Позаченюк Е. А. Флористичні зв'язки Криму з точки зору позиційних відносин // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Симферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 11–21.

Наводиться позиційний аналіз флористичних зв'язків Криму. Аналізується ареалогічна структура флори Криму з виділенням: середземноморського, євразійського, голарктичного географічних елементів. Доводиться, що розподіл бореальних, палеоарктичних та середземноморських флористичних комплексів визначається не стільки екологічними умовами окремих районів Гірського Криму, скільки їх позицією до шляхів міграції флори.

Ключові слова: географічний елемент флори, ареалогічна структура, географічна позиція.

Pozachenyuk K. A. Floristic relations of Crimea in terms of positional relationship // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 11–21.

Positional analysis of floristic relations of Crimea is given. The arealogic structure of Crimean flora is analyzed with the release: ancient-Mediterranean, Eurasian, Holarctic geographical elements. It is proved that the distribution of boreal and palaeartic and Mediterranean floristic complexes is determined not so much of environmental conditions of individual regions of the Crimean mountains, as their ancient position to routes of flora's migration.

Key words: geographical element of flora, arealogic structure, geographical position.

УДК 581.55

ФЛОРА И РАСТИТЕЛЬНОСТЬ РЕК СТЕПНОЙ ЗОНЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ

Бактыбаева З. Б.¹, Ямалов С. М.²

¹*Государственное автономное научное учреждение «Институт региональных исследований Республики Башкортостан», Сибай, Россия, baktybaeva@mail.ru*

²*Ботанический сад-институт Уфимского научного центра РАН, Уфа, Россия, geobotanika@rambler.ru*

Приведены результаты изучения флоры и растительности рек степной зоны Башкирского Зауралья. Показано, что флора сосудистых растений включает 115 видов и гибридов из 62 родов и 32 семейств. Растительность изученных водотоков включает 3 класса, 9 порядков, 12 союзов, 31 ассоциацию и 4 безранговые единицы.

Ключевые слова: синтаксономия, водная и прибрежно-водная растительность, флора, реки, Башкирское Зауралье.

ВВЕДЕНИЕ

Флора и растительность рек степной зоны Башкирского Зауралья на сегодняшний день остаются малоизученными. Обследованиями были охвачены преимущественно реки лесной и лесостепной зон Башкирского Предуралья [7, 12, 13, 18]. Некоторые данные о прибрежно-водной растительности Башкирского Зауралья содержатся в обзорной монографии по влажным лугам Республики Башкортостан [6].

Целью настоящего исследования было изучение флоры и растительности основных водотоков региона – рек Таналык (длина водотока 225 км, площадь водосбора 4160 км²), Большая Уртазымка (87 км, 1890 км²), Туяляс (81 км, 1060 км²), Бузавлык (49 км, 641 км²), Карагайлы (28 км, 144 км²) и Камыш-Узяк (16 км, 68 км²). Реки Таналык, Большая Уртазымка и Туяляс являются притоками р. Урал первого порядка; Бузавлык, Карагайлы и Камыш-Узяк – притоками второго порядка [5].

Район исследования представлен низкогорьями восточного склона Южного Урала и высокими Сакмаро-Таналыкской и Кизило-Уртазымской равнинами. Густота речной сети в районе исследования не превышает 0,4 км/км². Питание рек преимущественно снеговое. Степная зона Башкирского Зауралья характеризуется засушливостью климата: годовое количество осадков – 270–450 мм; среднегодовая температура – 1,0–2,0°C [14].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Полевые исследования проводились в 2006–2011 гг. Основу флористического списка рек составили видовые списки геоботанических описаний и флористические сборы вне площадок описаний. В процессе маршрутных исследований собран

гербарный материал – 340 листов с точной географической привязкой растений. Названия видов уточнялись по сводке С. К. Черепанова [15]. Количественные характеристики флоры подсчитаны по общепринятым методикам. При анализе жизненных форм была использована классификация К. Раункиера [4, 10]. Географическое распространение приведено по регионально-зональному принципу.

В результате геоботанического обследования водотоков было выполнено более 500 геоботанических описаний сообществ водной и прибрежно-водной растительности. Классификация растительности проведена по методу Браун-Бланке [1, 10, 16]. Для определения места выделенных синтаксонов в системе единиц водной и прибрежно-водной растительности использовались современные сводки по Западной и Восточной Европе [2, 3, 7, 9, 12, 17–20].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследование показало, что изученная флора водотоков степной зоны Башкирского Зауралья представлена 115 видами и гибридами макрофитов из 62 родов и 32 семейств, встречающихся в условиях водной среды или на обсыхающих мелководьях. Среди них 3 вида хвощеобразных, принадлежащих к 1 семейству и 1 роду. Цветковые растения представлены 112 видами и гибридами, принадлежащими к 61 роду из 31 семейства. Класс однодольных в рассматриваемой флоре насчитывает 60 видов, относящихся к 28 родам из 12 семейств; класс двудольных – 52 вида из 33 родов и 19 семейств.

При изучении гидрофильной флоры сосудистых растений степной зоны Башкирского Зауралья был обнаружен 1 гибрид: *Nymphaea* × *borealis* E. Camus. (*N. alba* L. × *N. candida* J. Presl). Это достаточно низкий уровень гибридной составляющей (0,9% от общего списка флоры).

Ведущими являются 5 семейств (43,5%): *Cyperaceae* Juss. – 16 видов (13,9%), *Poaceae* Barnhart – 11 видов (9,6%), *Potamogetonaceae* Dumort. – 10 видов (8,7%), *Ranunculaceae* Juss. – 7 видов (6,1%) и *Polygonaceae* Juss. – 6 видов (5,2%). Остальные семейства представлены лишь 1–5 видами, из которых 8 семейств только одним видом.

Наиболее крупными родами по числу видов являются: *Potamogeton* – 10 видов (8,7%), *Carex* – 8 (7,0%), *Juncus* – 5 (4,3%), *Persicaria* – 4 вида (3,5%). Родов состоящих из 1–3 видов всего 57, при этом большая часть родов (37 родов, или 59,7%) представлены лишь 1 видом каждое и содержат в себе треть списка видов рассматриваемой флоры (37 видов, или 32,2%).

Дифференциация на экологические группы [11] показала преобладание в гидрофильной флоре сосудистых растений изученных рек гигрофитов – 35 видов (30,4%) и, в несколько меньшей степени, гидрофитов – 31 вид (27,0%). Гигрогеллофиты представлены 20 видами (17,4%), гигромезо- и мезофиты – 16 видами (13,9%), геллофиты – 13 видами (11,3%).

Анализ жизненных форм сосудистых растений исследуемой флоры выявил преобладание на водотоках степной зоны Башкирского Зауралья криптофитов (97 таксонов видового ранга, или 84,4% от списка флоры сосудистых растений).

Большинство слагающих исследуемую флору сосудистых растений – травянистые многолетники (105 видов, или 91,3% от списка флоры сосудистых растений). Роль однолетников не столь заметна – они составляют лишь 8,7% сосудистых растений (10 видов).

Для географической структуры рассматриваемой флоры свойственно преобладание в зональном распределении плюризональных (52 вида, 45,2% от списка флоры сосудистых растений) и бореальных (43 вида, 37,4%) видов. В региональном отношении в рассматриваемой флоре преобладают голарктические виды (43 вида, 37,4%) и в значительно меньшей степени евроазиатские (26 видов, 22,6%).

При одновременном учете зональной и региональной характеристик видов можно отметить существенное преобладание в рассматриваемой флоре голарктических плюризональных видов (27 видов, или 23,5% общего списка флоры), евроазиатских и голарктических бореальных видов (в сумме 29 видов, или 25,2%), а также плурирегиональных плюризональных видов (11, или 9,6%). Указанные 4 группы содержат в себе более половины списка рассматриваемой флоры (58,3%).

Растительность изученных водотоков достаточно разнообразна и включает 3 класса, 9 порядков, 12 союзов, 31 ассоциацию и 4 безранговые единицы. Система синтаксонов исследованных рек имеет следующий вид:

Класс Lemnetaea R. Tx. ex de Bolòs et Masclans 1955

Порядок Lemnetalia minoris R. Tx. ex de Bolòs et Masclans 1955

Союз Lemnion minoris R. Tx. ex de Bolòs et Masclans 1955

Акц. Lemnetum minoris Soó 1927

Порядок Hydrocharitetalia Rübel 1933

Союз Hydrocharition morsus-ranae Rübel 1933

Акц. Hydrocharitetum morsus-ranae Van Langendonck 1935

Порядок Lemno-Utricularietalia Passarge 1978

Союз Utricularion vulgaris Passarge 1964

Акц. Lemno-Utricularietum vulgaris Soó (1928) 1938

Класс Potametea Klika 1941

Порядок Potametalia W. Koch 1926

Союз Potamion lucentis Vollmar 1947

Акц. Elodeetum canadensis (Eggler 1933) Eggler ex Passarge 1964

Акц. Myriophylletum verticillati Soó 1927

Акц. Najadetum marinae (Oberdorfer 1957) Fukarek 1961

Акц. Potametum crispum Soó 1927

Акц. Potametum lucentis Hueck 1931

Акц. Potametum pectinati Carstensen 1955

Акц. Potametum perfoliati W. Koch 1926

Союз Nymphaeion albae Oberdorfer 1957

Акц. Nupharo lutei-Nymphaeetum candidae Grigorjev et Solomeshch 1987

Акц. Nymphaeetum candidae Miljan 1958

Акц. Potameto-Nupharetum luteae Th. Müller et Görs 1960

Акц. Potameto-Polygonetum natantis Knapp et Stoffers 1962

- Порядок Callitricho-Batrachietalia Passarge 1978
 - Союз Batrachion aquatilis Passarge 1964
 - Акц. Batrachietum circinati Segal 1965
 - Сообщество Batrachium trichophyllum
- Класс Phragmito-Magnocaricetea Klika 1941
 - Порядок Phragmitetalia W. Koch 1926
 - Союз Phragmition communis W. Koch 1926
 - Акц. Butometum umbellati (Konczak 1968) Philippi 1973
 - Акц. Equisetum fluviatilis Steffen 1931
 - Акц. Phragmitetum communis Savich 1926
 - Акц. Scirpetum lacustris Chouard 1924
 - Акц. Typhetum angustifoliae Pignatti 1953
 - Акц. Typhetum latifoliae Soó ex G. Lang 1973
 - Акц. Typho angustifoliae-Phragmitetum australis R. Tx. et Preising 1942
 - Сообщество Veronica anagallis-aquatica
 - Союз Nardosmion laevigatae Klotz et Köck 1986
 - Акц. Nardosmietum laevigatae Klotz et Köck 1986
 - Порядок Magnocaricetalia Pignatti 1953
 - Союз Magnocaricion elatae W. Koch 1926
 - Акц. Caricetum gracilis Savich 1926
 - Акц. Caricetum rostratae Rübel 1912
 - Сообщество Carex cespitosa
 - Порядок Oenanthetalia aquatica Hejny in Kop. et Hejny 1965
 - Союз Oenanthion aquatica Hejny 1948 ex Neuhäusl 1959
 - Акц. Eleocharitetum palustris Ubriszky 1948
 - Акц. Hippuridetum vulgaris Passarge 1955
 - Акц. Rorippetum amphibiae Passarge (1960) 1964
 - Акц. Sagittario-Sparganietum emersi R. Tx. 1953
 - Порядок Bolboschoenetalia maritimi Hejny in Holub et al. 1967
 - Союз Scirpion maritimi Dahl et Hadač 1941
 - Акц. Scirpetum tabernaemontani Passarge 1964
 - Сообщество Bolboschoenus planiculmis
 - Союз Typhion laxmannii Losev et Golub 1988
 - Акц. Typhetum laxmannii Nedelcu 1968

Выделенные ассоциации и сообщества исследованной территории носят ярко выраженный интразональный характер, отличаются простым строением и доминированием в них одного или небольшого числа видов, которые входят в диагностические группы видов ассоциаций. Распространение растительных сообществ в реках приведено в табл. 1.

Наибольшее число синтаксонов обнаружено на р. Таналык. Реки Бузавлык, Карагайлы и Камыш-Узьяк, характеризующиеся меньшей протяженностью и небольшой глубиной, отличаются меньшим бета-разнообразием. Незначительное синтаксономическое разнообразие характерно для рек Большая Уртазымка и Туяляс, что вероятно связано с затенением значительной части их русел древесно-кустарниковой растительностью.

Таблица 1

Распространение растительных сообществ в реках

Ассоциация / сообщество	Река					
	1	2	3	4	5	6
Lemnetea						
Lemnetum minoris	+	.	+	.	+	+
Hydrocharitetum morsus-ranae	+
Lemno-Utricularietum vulgaris	+
Potametea						
Potametum perfoliati	+	+	+	+	+	.
Potametum crispum	+	+	.	+	+	+
Potametum lucentis	+	+	.	+	+	+
Potametum pectinati	+	+	.	+	+	+
Elodeetum canadensis	+	.	+	+	+	+
Myriophylletum verticillati	+	+	+	.	+	.
Batrachietum circinatum	+	.	.	+	+	+
Nymphaeetum candidae	+	+
Potameto-Nupharetum luteae	+	.	.	+	.	.
Nupharo lutei-Nymphaeetum candidae	+
Potameto-Polygonetum natantis	+
Najadetum marinae	.	.	.	+	.	.
Batrachium trichophyllum	+	.
Phragmito-Magnocaricetea						
Typhetum angustifoliae	+	+	+	+	+	+
Typhetum latifoliae	+	+	+	+	+	+
Typhetum laxmannii	+	+	+	+	+	+
Bolboschoenus planiculmis	+	+	+	+	+	+
Eleocharitetum palustris	+	+	+	+	+	+
Caricetum gracilis	+	+	+	+	+	+
Scirpetum lacustris	+	.	+	+	+	+
Caricetum rostratae	+	+	+	.	+	.
Scirpetum tabernaemontani	+	+	.	.	+	+
Sagittario-Sparganietum emersi	+	.	+	+	.	+
Phragmitetum communis	+	.	.	+	+	+
Equisetetum fluviatilis	+	.	+	.	+	.
Veronica anagallis-aquatica	+	.	.	.	+	.
Hippuridetum vulgaris	+	.	.	.	+	.
Butometum umbellati	+	+
Typho angustifoliae-Phragmitetum australis	+
Carex cespitosa	+
Nardosmietum laevigatae	+
Rorippetum amphibiae	+
Всего синтаксонов	31	14	14	17	22	19

Примечание к таблице. Реки: 1 – Таналык, 2 – Большая Уртазымка, 3 – Туяляс, 4 – Бузавлык, 5 – Карагайлы, 6 – Камыш-Узяк.

ВЫВОДЫ

Таким образом, флора рек степной зоны Башкирского Зауралья насчитывает 115 видов и гибридов сосудистых растений из 62 родов и 32 семейств. По полученному набору ведущих семейств исследуемая флора в целом сходна с флорами многих других групп описанных в литературе водоемов. Консервативность водной среды создает условия для заселения водоемов широко распространенными, плюризональными видами. А положение исследуемых нами рек определяет существенное смещение географического спектра в сторону голарктических и евроазиатских видов.

Растительность изученных водотоков достаточно разнообразна и включает 3 класса, 9 порядков, 12 союзов, 31 ассоциацию и 4 безранговые единицы. К часто встречаемым относятся сообщества с доминированием *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Scirpus lacustris*, *Eleocharis palustris* и *Carex acuta*. Редко встречаются сообщества *Najas major*, *Batrachium trichophyllum*, *Nardosmia laevigata* и *Rorippa amphibia*.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 11-04-97108-р_поволжье_а и № 11-04-97008-р_поволжье_а.

Список литературы

1. Александрова В. Д. Классификация растительности. Обзор принципов классификации и классификационных систем в разных геоботанических школах / В. Д. Александрова. – Л.: Наука, 1969. – 274 с.
2. Бобров А. А. Описание растительных сообществ в водоемах и водотоках и подходы к их классификации методом Браун-Бланке / А. А. Бобров, Е. В. Чемерис // Гидрботаника: методология, методы: Материалы Школы по гидрботанике. – Рыбинск: ОАО «Рыбинский дом печати», 2003. – С. 105–117.
3. Бобров А. А. Синтаксономический обзор растительных сообществ ручьев, малых и средних рек Верхнего Поволжья / А. А. Бобров, Е. В. Чемерис // VI Всероссийская школа-конференция по водным макрофитам «Гидрботаника 2005»: матер. – Рыбинск: ОАО «Рыбинский дом печати», 2006. – С.116–130.
4. Вальтер Г. Общая геоботаника / Г. Вальтер. – М.: Мир, 1982. – 264 с.
5. Гареев А. М. Реки и озера Башкортостана / А. М. Гареев. – Уфа: Китап, 2001. – 260 с.
6. Влажные луга Республики Башкортостан: синтаксономия и вопросы охраны / [И. Н. Григорьев, А. И. Соломещ, Л. М. Алимбекова, Л. И. Онищенко]. – Уфа, 2002. – 157 с.
7. Григорьев И. Н. Синтаксономия водной растительности Башкирии. I. Классы Lemnetae Tx.1955 и Potametea Klika in Klika et Novak 1941 / И. Н. Григорьев, А. И. Соломещ. – М., 1987 а. – 48 с. – Деп. в ВИНТИ 07.09.87, № 6555–В87.
8. Григорьев И. Н. Синтаксономия водной растительности Башкирии. II. Класс Phragmiti-Magnocaricetea Klika in Klika et Novak 1941 / И. Н. Григорьев, А. И. Соломещ. – М., 1987 б. – 60 с. – Деп. в ВИНТИ 19.11.87, № 8138–В87.
9. Дубина Д. В. Вища водна рослинність / Д. В. Дубина. – К: Фітосоціоцентр, 2006. – 412 с.
10. Миркин Б. М. Наука о растительности (история и современное состояние основных концепций) / Б. М. Миркин, Л. Г. Наумова. – Уфа: Гилем, 1998. – 413 с.
11. Папченков В. Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности / В. Г. Папченков // Экология. – 1985. – № 6. – С. 8–12.

12. Петров С. С. Синтаксономия водной растительности Башкирии. IV. Класс Phragmiti-Magnocaricetea Klika in Klika et Nivak 1941 / С. С. Петров, И. Н. Григорьев. – М., 1991. — 60 с. – Деп. в ВИНТИ 09.10.91, № 3888–В91.
13. Петров С. С. Синтаксономия водной растительности Башкирии. III. Классы Lemnetea R.Tuxen 1955 и Potametea Klika in Klika et Novak 1941 / С. С. Петров, Л. И. Онищенко. – М., 1991. – 68 с. – Деп. в ВИНТИ 09.10.91, № 3887–В91.
14. Физико-географическое районирование Башкирской АССР / [ред. И. П. Кадильников, А. А. Цветаев, Е. С. Смирнова, М. Ф. Хисматов]. – Уфа, 1964. – 212 с.
15. Черепанов С. К. Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР) / С. К. Черепанов. – СПб.: Мир и семья, 1995. – 992 с.
16. Braun-Blanquet, J. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3 Anfl. / J. Braun-Blanquet. – Wien-New York: Springer – Verlag, 1964. – 865 s.
17. Goldyn R. Water plant associations in the valley of the Cybina River / R. Goldyn, H. Goldyn, W. Kaniewski // Roczn. AR Pozn. – 2005. – CCCLXXIII, Bot.-Stec., N 9. – 69–87 p.
18. Klotz S. Vergleichende geobotanische Untersuchungen in der Baschkirischen ASSR. 3. Teil: Wasserpflanzen, Flußufer und Halophytenvegetation / S. Klotz, U.-V. Köck // Feddes Repertorium. – 1984. – Vol. 95, N 5–6. – P. 381–408.
19. Rivaz-Martínez S. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level / S. Rivaz-Martínez, F. Fernández-González, J. Loidi et al. // Itinera Geobotanica. – 2001. – N 14. – 5–341 p.
20. Rodwell J. S. The diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS Vegetation / [J. S. Rodwell, J. H. J. Schaminée, L. Mucina et al.]. – Wageningen, 2002. – 168 p.

Бактыбаева З. Б., Ямалов С. М. Флора і рослинність річок степової зони Башкирського Зауралля // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 22–28.

Наведено результати вивчення флори і рослинності річок степової зони Башкирського Зауралля. Показано, що флора судинних рослин включає 115 видів і гібридів з 62 родів і 32 родин. Рослинність вивчених водотоків включає 3 класи, 9 порядків, 12 союзів, 31 асоціацію та 4 безрангові одиниці.

Ключові слова: синтаксономія, водна та прибережно-водна рослинність, флора, річки, Башкирська Зауралля.

Baktybaeva Z. B., Yamalov S. M. Flora and vegetation of the rivers of the Bashkir Trans-Urals steppe zone // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 22–28.

The investigations of the flora and vegetation of the rivers of the steppe zone of the Bashkir Trans-Urals was carried out. The flora of vascular plants includes 115 species and hybrids of the 62 genera and 32 families. Watercourses vegetation includes 3 classes, 9 orders, 12 alliances, 31 associations and 4 communities.

Key words: syntaxonomy, water and coastal vegetation, flora, rivers, Bashkir Trans-Urals.

УДК 581.9

ФЛОРА ПЕРЕЛОГІВ БИСТРИЦЬКО-ТЛУМАЦЬКОГО ОПІЛЛЯ

Олійник М. П.

*Прикарпатський національний університет ім. Василя Стефаника, Івано-Франківськ,
Marian0506@yandex.ru*

Флора перелогів Бистрицько-Тлумацького Опілля налічує 308 видів рослин, які належать до 203 родів і об'єднуються у 63 родини. Проаналізовано систематичну структуру, відношення видів рослин до зволоження і трофності субстрату, освітлення місць зростань. Подано біоморфологічну і флороценотипичну структури флори перелогів.

Ключові слова: флора, систематична структура, екологічна структура, біоморфологічна структура, флороценотипична структура.

ВСТУП

Основними екосистемами Івано-Франківщини є агро- і лісові екосистеми, а в агроекосистемах – рільні. З 2000 до 2006 року площа сільськогосподарських угідь, у результаті зменшення обсягів аграрного виробництва, зменшилась на 0,25%, ріллі на 2,1%, натомість істотно зросли частки залужених, заліснених і заболочених земель [1]. Значні зміни у структурі землекористування активно продовжуються, збільшується площа земель виведених з аграрного обороту, що сприяє відновленню природного рослинного покриву з участю деревних видів [2].

Мета роботи полягала у вивченні систематичної, екологічної, біоморфологічної та флороценотичної структур флори перелогів на прикладі Бистрицько-Тлумацького Опілля.

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ

Дослідження проводилися протягом 2010–2012 років. Об'єкт дослідження – флора перелогів, які згідно з фізико-географічним районуванням розташовані в межах Придністровського Поділля і належить до природного району Бистрицько-Тлумацького Опілля [3]. За флористичним районуванням територія входить до Опільського району.

При вивченні флори використовувався метод тимчасових пробних ділянок, розміром 5×5 м. Таксономічний склад флори визначався за загальноприйнятими методами, за гербарним матеріалом і уточнювався за визначником «Определитель высших растений Украины» [4]. Латинські назви таксонів наведені за S. L. Mosyakin, M. M. Fedoronchuk [5]. Екологічні особливості охарактеризовані за літературними даними [6, 7], життєві форми – за Г. І. Серебряковим [8], флороценотипична структура – за класифікацією Б. В. Заверухи [9].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Флора перелогів Бистрицько-Тлумацького Опілля налічує 308 видів вищих судинних рослин, які належать до 203 родів, 63 родин і 4 відділів: Equisetophyta,

Polypodiophyta, Pinophyta, Magnoliophyta. Судинні спорові (Equisetophyta, Polypodiophyta) та голонасінні (Pinophyta) представлені лише одним – трьома видами. Більшість видів припадає на покритонасінні (Magnoliophyta).

У кількісному відношенні переважають види класу дводольних (Magnoliopsida), які налічують 251 вид (або 81,5% від загальної кількості), 167 родів (82,3% від загальної кількості), 50 родин (79,3% від загальної кількості). Однодольні (Liliopsida) включають 52 види (17,0%), 33 роди (16,2%) і 10 родин (15,9%).

Більшість видів та родів флори перелогів об'єднують 10 провідних родин: Asteraceae – 38 (12,3%), 25 (12,3%); Poaceae – 31 (10,1%), 22 (10,8%); Fabaceae – 27 (8,8%), 15 (7,4%); Lamiaceae – 23 (7,5%), 16 (7,8%); Rosaceae – 23 (7,5%), 14 (6,9%); Ranunculaceae – 14 (4,6%), 6 (3,0%); Apiaceae – 12 (3,9%), 10 (4,9%); Cyperaceae – 10 (3,2%), 2 (0,6%); Scrophulariaceae 9 (2,9%), 5 (2,4%); Brassicaceae 8 (2,5%), 8 (3,9%); (перша цифра – кількість видів, у дужках відсоток від загальної кількості видів, друга – кількість родів). Інші родини представлені 1 – 7 видами. При цьому п'ять родин нараховують по 7 видів (2,3%) з різною кількістю родів, такі як: Boraginaceae, Caryophyllaceae – по 6 родів (2,4%), Polygonaceae, Rubiaceae – по 3 роди (1,5%), а Campanulaceae – 2 роди (0,9%). 6 видами (1,9%) і 2 родами (0,9%) представлена родина Salicaceae, а 4 (1,3%) видами і 3 родами (1,5%) – родина Gentianaceae. Вісім родин налічують по 3 види (0,9%). Родини Dipsacaceae, Primulaceae представлені 3 родами (1,5%), Jungaceae, Betulaceae, Caprifoliaceae – 2 родами (0,9%), а Equisetaceae, Geraniaceae, Plantaginaceae – 1 родом (0,5%). Шість родин налічують по 2 види (0,6%). У таких родин, як Corylaceae, Papaveraceae – по 2 роди (0,9%), а у родин Iridaceae, Clusiaceae, Fagaceae, Violaceae – 1 родом (0,5%). Тридцять дві родини представлені лише одним видом одного роду (відповідно 0,3 та 0,5%).

Панування родини Asteraceae, у складі якої є багато адвентивних видів, пояснюється їх екологічною пластичністю і різноманітністю пристосувань до перенесення насіння. Види злаків досить стійкі в посівах, але багато з них не є широко поширеними бур'янами. Ці види – хороший показник відновлення степової рослинності. Злаки зайняли ключові позиції в багатьох флорах завдяки еколого – біологічним особливостям: потужна коренева система – дернина, яка формує вегетативне середовище проживання, вегетативна рухливість та ін. [10].

За характером гігморф усі види флори поділено на 7 груп. У дослідженій флорі переважають мезофіти – рослини, які приурочені до місцезростань з повним промочуванням кореневмісного шару ґрунту опадами і талими водами. Їх налічується 138 видів (44,8%). Сюди відносяться – *Apera spica-venti* (L.) P.Beauv, *Betula pendula* Roth, *Aegopodium podagraria* L., *Solidago canadensis* L., *Armoracia rusticana* P. Gaertn., B. Mey. & Scherb. та ін. Друге місце займають ксеромезофіти – 54 види (17,5%). До них відносяться *Artemisia vulgaris* L., *Carduus crispus* L., *Lathyrus tuberosus* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Lavatera thuringiaca* L. та ін. Мезоксерофітів – 36 видів (11,7%). Перезволожені місця зростань представлені: гігрозомефітами – 29 видів (9,4%), гігрофітами – 25 видів (8,1%), мезогігрофітами – 18 видів (5,8%). Група ксерофітів є найменшою і представлена 8 видами (2,7%).

За трофністю ґрунту домінуючою групою є мезотрофи – 186 видів (60,5%). Це такі, як *Trifolium repens* L., *Plantago major* L., *Achillea millefolium* L., *Equisetum*

sylvaticum L., *Asarum europaeum* L. та ін. Група евтрофних видів налічує 105 видів (34,0%). До них належать *Armoracia rusticana* P. Gaertn., B. Mey. & Scherb., *Raphanus raphanistrum* L., *Ranunculus repens* L., *Thalictrum minus* L. та ін. Оліготрофних видів налічується 17 видів (5,5%). Це такі, як: *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej., *Potentilla arenaria* Borkh., *Trifolium aureum* Pollich.

З геліоморф у флорі перелогів переважають геліосціофіти – 108 видів (35,0%). До них відносяться *Geum urbanum* L., *Leontodon autumnalis* L., *Companula rapunculoides* L., *Urtica dioica* L. та ін. Друге місце займають сціогеліофіти – 103 види (33,4%). Це такі, як: *Senecio jacobaea* L., *Medicago falcate* L., *Trifolium arvense* L., *Mentha arvensis* L. та ін. Геліофітів – 78 видів (25,3%), а сціофітів налічується – 19 видів (6,1%).

За біоморфами у флорі переважають трав'янисті рослини – 271 вид (88,0%), у тому числі на полікарпічні припадає 237 видів (77,0%), на монокарпічні трави – 34 види (11,0%). Частка дерев'янистих рослин у флорі перелогових екосистем становить 12,0%, серед них на дерева припадає 23 види (7,5%), чагарники – 12 видів (3,9%), напівчагарники – 2 види (0,6%).

Переважаючим флороценотипом є синантропний, який нараховує 114 видів (37,0%). Другим за чисельністю є лучний флороценотип – 93 види (30,2%). На неморальний припадає 36 видів (11,6%). Лучно-степовий представлений – 32 видами (10,4%). Гігрофільний об'єднує – 27 видів (8,7%). Бореальний елемент флороценотипичної структури представлений 4 видами (1,3%), а кальцепетрофільний і гідрофільний флороценотипи представлені 2 видами (0,6%).

ВИСНОВКИ

Десять провідних родин таксономічного спектру рослин перелогів охоплюють 195 видів (63,3%) і 123 роди (60,6%), інші 53 родини об'єднують 113 видів (36,7%) та 80 родів (39,4%). У цілому провідні родини флори староорних земель Бистрицько-Тлумацького Опілля зберігають риси родинного спектру природної флори Голарктики [11].

Екологічний аналіз рослин перелогових екосистем показав, що найчисельнішу групу рослин стосовно зволоження субстрату становлять мезофіти (138 видів, або 44,8%); щодо трюфності – мезотрофи (186 видів, або 60,5%), за відношенню до світла – геліосціофіти (108 видів, або 35,0%) і сціогеліофіти (103 види, або 33,4%).

Переважною біоморфою в рослинному покриві є трав'янисті рослини – 271 вид, (88,0%). Флора характеризується високим рівнем синантропної фракції рослин, яка становить 114 видів (37,0%).

Список літератури

1. Паньків З. П. Земельні ресурси / З. П. Паньків // Навчальний посібник. – Видавничий центр ЛНУ імені Івана-Франка. – 2008. – 272 с.
2. Гнатів П. С. Динаміка біотичного різноманіття та сучасні загрози довкіллю: Україна і світовий досвід. / П. С. Гнатів // Наукові праці ЛАНУ. – Львів: РВВ НЛТУ України, 2008. – Вип. 6. – С.125–128.

3. Природа Івано-Франківської області / Відпов. ред. К. І. Геренчук. – Львів: Вища школа, 1973. – 159 с.
4. Определитель высших растений Украины / [отв. ред. Ю. Н. Прокудин]. – Второе изд. – К.: Фитосоцицентр, 1999. – 548 с.
5. Mosyakin S. L. Vascular Plants of Ukraine a nomenclatural checklist / S. L. Mosyakin, M. M. Fedoronchuk. – К.: М. G. Kholodny Institute Botany, 1999. – 345 p.
6. Екофлора України / [відпов. ред. Я. П. Дідух]. – К.: Фітосоціоцентр, 2000.– Т. 1. – 480 с.; Т. 2. – 2004. – 480 с.; Т. 3. – 2002. – 496 с.; Т. 5. – 2007. – 584 с.
7. Протопопова В. В. Синантропная флора Украины и пути ее развития / В. В. Протопопова. – К.: Наук. думка, 1991. – 200 с.
8. Серебряков И. Г. Жизненные формы высших растений и их изучение / И. Г. Серебряков // Полевая геоботаника. – М.; Л., 1964. – Т. 3. – С. 146–205.
9. Заверуха Б. В. Флора Волино – Поділля та її генезис / Б. В. Заверуха. – К.: Наукова думка, 1985. – 192 с.
10. Цвелев Н. Н. Злаки СССР / Н. Н. Цвелев. – Л.: Наука, 1976. – 788 с.
11. Толмачев А. И. Основы учения об ареалах / А. И. Толмачев. – Ленинград : Ленингр. ун-т, 1962. – 100 с.

Олійник М. П. Флора залежей Быстричко-Тлумацького Ополье // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ, 2012. Вып. 7. С. 29–32.

Флора залежей Быстричко-Тлумацького Ополье насчитывает 308 видов растений, которые принадлежат к 203 родам и объединяются в 64 семейства. Проанализирована систематическая структура, отношение видов растений к увлажнению и трофности субстрата, а также к освещению местообитаний. Представлены биоморфологическая и флороценотипическая структура флоры залежей.

Ключевые слова: флора, систематическая структура, экологическая структура, биоморфологическая структура, флороценотипическая структура.

Olijnyk M. P. The flora of the Bystrytsjko-Tlumatsjke Opillya // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 29–32.

The flora of the Bystrytsjko-Tlumatsjke Opillya old-fields counts 308 plant species, which belong to 203 genera and join into 63 families. The systematic structure, the relation of plant species to moistening and trophic opportunities, and also the ecotope lighting were analyzed. Biomorphological and florocoenotic structure of flora of the old-fields are presented.

Key words: flora, systematic structure, ecological structure, biomorphological structure, florocoenotic structure.

УДК 582.261.1:574 (262.5)

ВИДОВОЙ СОСТАВ И ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПЕРИФИТОНА СТЕКЛЯННЫХ ПЛАСТИН ПРИ РАЗНЫХ СРОКАХ ИХ ЭКСПОЗИЦИИ (КАРАНТИННАЯ БУХТА, ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Лохова Д. С.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
dashik8@gmail.com*

В Карантинной бухте Черного моря с помощью экспериментальных стеклянных пластин исследован видовой состав диатомовых водорослей перифитона за 2007–2008 и 2011–2012 годы и даны их эколого-фитогеографические характеристики. Всего обнаружено 102 вида и внутривидовых таксона Bacillariophyta, относящиеся к 2 классам 14 порядкам, 24 семействам, 49 родам. Преобладали бентосные виды (84%). Индекс сходства видов диатомовых водорослей Чекановского-Серенсена по экспериментам двух лет составил 0,6. Для флоры перифитона характерны морские (54%) и солоноватоводно-морские (41%) виды, а по фитогеографической характеристике – аркто-бореально-тропические формы (28%). Установлено, что массовое развитие диатомовых водорослей независимо от сроков экспозиции пластин в море, наблюдается в зимне-весенний сезон.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, перифитон, стеклянные пластины, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Большинство изменений, происходящих в морских экосистемах, отражаются на видовой структуре, составе доминирующих видов и других показателях, связанных с биоразнообразием микрофитобентоса разных экотопов моря. Многолетние исследования микрофитобентоса Черного моря показали, что диатомовые водоросли составляют более 80% общего количества видов микроводорослей [6], их видовое разнообразие и количественное соотношение в перифитоне искусственных субстратов еще недостаточно изучено.

Диатомовые водоросли являются наиболее восприимчивыми к изменениям условий окружающей среды, в том числе к таким факторам, как температура и соленость воды в море [5]. Поэтому, используя эколого-географические сведения о видах диатомовых водорослей, можно охарактеризовать качество воды локальных местообитаний и водоема в целом.

Метод экспериментальных стеклянных пластин для исследования перифитона был применен еще в 1916 году [8], а в последние годы его активно используют как метод биоиндикации [1]. Стеклянные пластины (предметные стекла) являются наиболее удобным субстратом для целей экспериментального изучения формирования фитоперифитонных сообществ, их количественных и продукционных характеристик. Они имеют наиболее нейтральную и прозрачную поверхность, имеющую заданную и относительно одинаковую площадь, что позволяет более точно оценить непосредственно под микроскопом качественный и

количественный вклад компонентов фитоперифитона за определенный отрезок времени и оценить периодичность заселения субстрата, а затем сравнить полученные данные с результатами предыдущих исследований.

Данная работа посвящена видовому составу диатомовых водорослей, обнаруженных в двух экспериментах по экспозиции стеклянных пластин и является частью комплексного исследования количественных и продукционных характеристик фитоперифитона [7].

Цель данной работы – анализ видового состава ДВ стеклянных пластин при разных сроках экспозиции пластин в море и в разные сезоны года.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для исследования диатомовых водорослей послужили пробы двух экспериментов по экспозиции стеклянных пластин в закрытой части моря у выхода из Карантинной бухты (44°36'37" с. ш., 33°30'00" в. д.), отделенной от моря заграждением из бетонных бун. Экспериментальная установка представляла собой металлическую конструкцию, на которую горизонтально закрепляли кассеты с набором стеклянных пластин. Пластины экспонировали на глубине 2 м от дна с января 2007 по январь 2008 гг. с нарастающим сроком экспозиции (от 1 до 13 мес.), а с декабря 2010 по январь 2012 гг. со сроком в один месяц. Пробы отбирали в обоих экспериментах ежемесячно. На протяжении эксперимента по экспозиции стеклянных пластин за период с 2007 по 2008 годы температура воды в море варьировала от 6 до 28°C, а в 2010–2011 гг. – от 7,5 до 22,5°C.

После извлечения пластин из кассеты, внешний вид обрастания фотографировали с помощью фотоаппарата Canon A-640, а также производили микрофотосъемку непосредственно на пластинах фотоаппаратом Sony DSC-P200. Для определения видового состава микроводоросли счищали с пластин стеклянной лопаточкой и производили смыв суспензии, добавляя немного фильтрованной морской воды. На основе полученных смывов водорослей готовили водные препараты, которые изучали и фотографировали в прижизненном состоянии в световом микроскопе «Axioskop 40» С. Zeiss при его увеличениях 10×20, 10×40 и с помощью иммерсионного объектива (10×100). Далее суспензию смывов сливали в емкость для хранения, обрабатывали фиксатором (из расчета 2 мл 96% спирта на 100 мл пробы), пробы этикетировали.

Изучение морфологических структур диатомовых водорослей проводили в водных и постоянных препаратах, приготовленных кислотным способом [2]. Сравнение видового состава по двум экспериментам осуществляли с помощью индекса флористического сходства Чекановского-Серенсена:

$$K_s = 2 \cdot C / (A + B),$$

где С – число общих видов для сравниваемых списков, А, В – число видов в каждом из списков.

Всего собрано и обработано более 70 проб микрофитобентоса.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Всего в перифитоне стеклянных пластин за периоды исследования 2007–2008 и 2011–2012 годов обнаружено 102 вида и внутривидовых таксона (ввт) Bacillariophyta, которые относятся к 2 классам (Bacillariophyceae, Fragilariaceae), 14 порядкам, 24 семействам, 49 родам. По количеству видов доминируют представители родов *Navicula* Bory de Saint-Vincent (9 видов), *Nitzschia* Hassall (8), *Amphora* Ehrenberg ex Kützing (7), *Licmophora* C. Agardh (6).

Анализ экологических характеристик видов диатомовых водорослей показал, что во флоре водорослей перифитона стеклянных пластин Карантинной бухты бентосные формы составляют 84%, бентопланктонные – 11% и планктонные 5% (рис. 1). По отношению видов к солености воды преобладают морские (54%) и солоноватоводно-морские (41%), что в целом характерно для микрофитобентоса Черного моря [6], и единично представлены солоноватоводные (4%), пресноводно-солоноватоводные виды (2%).

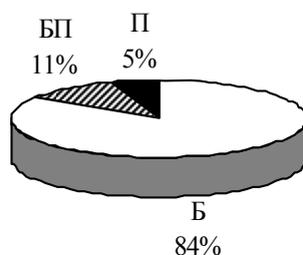


Рис. 1. Экологическая характеристика диатомовых водорослей перифитона стеклянных пластин по жизненным формам

Б – бентосные виды; БП – бентопланктонные виды; П – планктонные виды.

Во флоре диатомовых водорослей Карантинной бухты по фитогеографической характеристике преобладают аркто-бореально-тропические виды (28%) с высоким процентом видов-космополитов (21%), что характерно для локальных мест обитания [6, 7], в то время как в целом для Черного моря характерны виды бореального комплекса (44%) с элементами тропической флоры. Кроме того, в бухте отмечены бореальные и бореально-тропические – по 20%, и аркто-бореальные виды – 11%.

Из общего количества обнаруженных видов (102) при длительном сроке экспозиции отмечено 85 [6], а при ежемесячной экспозиции в течение 2011–2012 годов – 54 вида (табл. 1). Сравнение видового состава диатомовых водорослей с помощью индекса Чекановского-Серенсена по результатам двух экспериментов показало 60% флористического сходства, что можно объяснить близкими условиями обитания водорослей.

Всего выявлено 13 круглогодичных видов, из них колониальные формы: *Achnanthes longipes* C. Agardh, *Berkeleya rutilans* (Trentep.) Grunov, *Licmophora abbreviata* C. Agardh, *L. flabellata* (Grev.) C. Agardh, *Navicula ramosissima* (Agardh)

Cleve, *Striatella unipunctata* (Lyngb.) C. Agardh, *Tabularia fasciculata* (C. Agardh) D.M. Will. et Round и одиночноживущие: *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Reim. et Lewin, *Nitzschia tenuirostris* Mereschk., *Amphora hyalina* Kütz., *Pleurosigma elongatum* W.Smith, *Gyrosigma fasciola* (Ehrenberg) J.W. Griffith et Henfrey, *Nitzschia hybrida* f. *hyalina* Proschk.-Lavr.

Анализ сезонной динамики видового состава диатомовых водорослей стеклянных пластин 2-х экспериментов показал, что наибольшее количество видов зарегистрировано при накопительном сроке пребывания пластин в море, поскольку длительное нахождение субстрата под водой способствует увеличению видового разнообразия водорослей. Несмотря на разные сроки экспозиции стеклянных пластин в море, суммарно наибольшее число видов отмечено весной (65) и летом (68), что характерно и для каждого эксперимента в отдельности (табл. 1).

Таблица 1

Сезонная динамика количества видов диатомовых водорослей перифитона стеклянных пластин Карантинной бухты Черного моря

Сезон года	Количество видов		
	2007–2008 гг.	2011–2012 гг.	Всего
Зима	40	25	47
Весна	59	29	65
Лето	48	43	68
Осень	14	38	44
Всего	85	54	102

В зимне-весенний сезон как при накопительных сроках экспозиции (с января по март 2007 г. при температуре воды 8–9°C), так и при ежемесячном сроке (февраль 2011 г. при 7,5°C), зарегистрирован наибольший вклад диатомовых водорослей в обрастание пластин, отмечено 70 и 29 видов, соответственно, а также максимальная их численность [4].

Наибольший максимум развития диатомовых водорослей перифитона стеклянных пластин наблюдался в зимне-весенний период, который может сдвигаться во времени в зависимости от температуры воды в море [6], что характерно и для других экотопов моря: эпилитона, эпифитона, эпизоона и перифитона [6]. В этот сезон стекла обычно обильно обрастают колониями *A. longipes*, *S. unipunctata*, *L. flabellata*, *L. abbreviata*, *B. rutilans*, которые прикрепляются к пластинам с помощью слизистых образований и формируют сложные разветвленные колонии. Это позволяет одиночноживущим видам *N. hybrida* f. *hyalina*, *Amphora hyalina*, *Pleurosigma elongatum* активно заселять свободную площадь субстрата, или прикрепляться к нему как *Cocconeis scutellum* Ehrenberg, или оседать бентопланктонным видам *C. closterium*, *Coscinodiscus jonesianus* (Greville) Ostefeld.

В апреле-мае с увеличением температуры воды в море (10–18°C) особых изменений в составе видов не наблюдалось, но отмечена тенденция сокращения колониальных видов, разрушения их колоний и увеличения количества

одиночноживущих видов. В апреле 2007 г. (10°C) отмечено максимальное видовое разнообразие диатомовых водорослей, при этом на пластинах наблюдаются все виды, которые встречались в предыдущие месяцы.

Летом при дальнейшем увеличении температуры воды до 28°C (2007 г.) и 22,5°C (2011 г.) активно развиваются виды *N. tenuirostris*, *C. closterium*, *Okekenia inflexa* (de Bréb. ex Kütz.) De Toni, *Gyrosigma tenuissimum* (W. Sm.) Griff. et Henfr, но при температуре воды в море выше 20°C отмечено большее число видов рода *Amphora*, особенно часто встречаются *A. hyalina*. Летом 2011 г. отмечено массовое развитие колоний *Berkeleya micans* (Lyngb.) Grun. ex V.H. и *Neosynedra provincialis* (Grun.) D.M. Will. et Round, что не наблюдалось в 2007 году.

В сентябре-октябре 2007 года при снижении температуры воды от 21 до 18°C значительных изменений в составе диатомовых водорослей не зарегистрировано, но в 2011 году при температуре 15°C отмечено массовое развитие колоний *Neosynedra provincialis*, а также вида *Nitzschia longissima* Grun. В ноябре-декабре со снижением температуры до 9°C снова наблюдалось активное развитие диатомовых водорослей, возрастает количество их колоний, активно развивается *L. flabellata*, *A. longipes*, *S. unipunctata*. В декабре 2011 и январе 2012 гг. наряду с развитием этих видов, на стеклах зарегистрировано массовое развитие одиночноживущего вида *C. scutellum*. В январе-феврале на пластинах вновь наблюдается многоярусное сложноструктурированное обрастание диатомовых водорослей.

ВЫВОДЫ

Всего в перифитоне стеклянных пластин Карантинной бухты зарегистрировано 102 вида и ввт Bacillariophyta, которые относятся к 2 классам, 14 порядкам, 24 семействам, 49 родам. В 2007–2008 гг. обнаружено 85 видов, в 2010–2011 гг. – 54, при индексе флористического сходства водорослей 0,6. Число видов водорослей колебалось по сезонам двух лет: зима – 47, весна – 65, лето – 68, осень – 44. Во флоре перифитона бухты бентосные виды составляют 84%, бентопланктонные – 11% и планктонные – 5%; преобладают морские формы (54%) и аркто-бореально-тропические элементы флоры (28%). Установлено, что видовое разнообразие диатомовых водорослей зависит от температурного режима, сезона года, сроков и длительности экспозиции экспериментальных пластин в море.

Список литературы

1. Глушенко Л.А. Структура фитоперифитона в оценке качества воды разнотипных водных объектов бассейна реки Енисей: автореф. дис. на соискание науч. степени канд. биол. наук / Л.А. Глушенко. – Красноярск, 2010. – 23 с.
2. Диатомовый анализ. – Л.: Госгеолгиздат, 1949. – 238 с.
3. Кучерова З.С. Динамика численности и биомассы диатомовых водорослей в ценозе обрастаний / З.С. Кучерова // Биология моря. – 1975. – Вып. 35. – С. 67–73.
4. Лохова Д.С. Диатомовые водоросли перифитона стеклянных пластин при разных сроках их экспозиции в Карантинной бухте Черного моря в зимне-весенний сезон / Д.С. Лохова, Л.И. Рябушко // Альгология (Актуальные проблемы современной альгологии: IV междунар. конф., 23-25 мая 2012 г.: тез. докл.). – 2012. – Suppl. – С. 174–175.

5. Прошкина-Лавренко А.И. Диатомовые водоросли – показатели солености воды / А.И. Прошкина-Лавренко // Диатомовый сборник ЛГУ. – Л., 1953. – С. 186–205.
6. Рябушко Л.И. Микрофитобентос Черного моря: автореф. дис. на соискание науч. степени докт. биол. наук / Л.И. Рябушко. – Севастополь, 2009. – 44 с.
7. Рябушко Л.И. Видовой состав и количественная оценка микроводорослей перифитона стеклянных пластин (Крым, Черное море) / Л.И. Рябушко, Ю.К. Фирсов, Д.С. Лохова // XIII з'їзд Українського ботан. товариства, 19–23 вересня 2011 р.: матеріали. – Львів, 2011. – С. 322.
8. Hentschel E. Biologische Untersuchungen uber die tierischen Pflanzlichen Bewchs im Hamburger Hafen / E. Hentschel // Mitt. Zool. Hamb. – 1916. – Vol. 33. – P. 1–176.

Лохова Д. С. Видовий склад та еколого-географічні характеристики діатомових водоростей перифітону скляних пластин при різних термінах їх експозиції (Карантинна бухта, Чорне море) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 33–38.

У Карантинній бухті Чорного моря за допомогою експериментальних скляних пластин досліджено видовий склад діатомових водоростей перифітону за 2007 – 2008 і 2011 – 2012 роки та надані їх еколого-фітогеографічні характеристики. Всього виявлено 102 вида і внутрішньовидового таксону Bacillariophyta, що відносяться до 2 класів, 14 порядків, 24 родин, 49 родів. Переважали бентосні види (84 %). Індекс подібності видів Чекановського-Серенсена ДВ по експериментам двох років склав 0,6. Для флори перифітону характерні морські (54 %) і солоноватоводно-морські (41 %) види, а по фітогеографічній характеристиці – аркто-бореально-тропічні форми (28 %). Встановлено, що масовий розвиток діатомових водоростей незалежно від терміну експозиції пластин в море, спостерігається в зимово-весняний сезон.

Ключові слова: діатомові водорості, перифітон, скляні пластини, Чорне море.

Lokhova D. S. Species composition, ecological and phytogeographical characteristics of glass plates periphyton diatoms at different terms of their exposure (Karantinnaya Bay, The Black Sea) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 33–38.

In Karantinnaya Bay of the Black Sea species composition of glass plates periphyton diatoms were studied during 2007 – 2008 years and 2011 – 2012 years. Their ecological and phytogeographical characteristics were given. 102 taxa of Bacillariophyta were found belonged to 2 classes, 14 orders, 24 families, 49 genera. Benthic species were dominated (84 %). Index of species similarity of Chekanowski-Sorensen was 0.6 for two experiments. For periphyton flora marine (54 %) and marine-brackish (41 %) species and arctic-boreal-tropical forms (28 %) are typical. It was found, that the massive diatoms development is observed in the winter-spring season regardless of exposition terms of plates in the sea.

Key words: diatoms, periphyton, glass plates, The Black Sea.

УДК 58.006

КОЛЛЕКЦИЯ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА РОДОДЕНДРОН (*RHODODENDRON*) В БОТАНИЧЕСКОМ САДУ Б. М. КОЗО- ПОЛЯНСКОГО ВОРОНЕЖСКОГО ГОСУНИВЕРСИТЕТА

Моисеева Е. В., Баранова Т. В., Воронин А. А., Кузнецов Б. И.

*Ботанический сад им. проф. Б. М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета,
Воронеж, Россия*

Адаптирована агротехника выращивания растений рода *Rhododendron* L. к условиям Центрального Черноземья. Проведено исследование эколого-биологических особенностей коллекции представителей рода *Rhododendron*. На основании данных анализа засухоустойчивости и зимостойкости выявлены пять наиболее перспективных видов для культивирования в Центральном Черноземье.

Ключевые слова: засухоустойчивость, зимостойкость, семенное размножение

ВВЕДЕНИЕ

Представители рода рододендрон (*Rhododendron* L.), относящиеся к семейству вересковых (Ericaceae D.C.), являются одними из наиболее декоративных растений в мире, и по своим характеристикам могут соперничать даже с розами. Для представителей рода рододендрон характерны следующие морфологические особенности. Побеги голые. Листья расположены поочередно, нередко сближены на концах побегов, многолетние, двулетние или однолетние, обычно цельнокрайние, реже мелкопильчатые, сильно варьируют по форме, размеру, характеру и степени опушенности. Цветки в зонтико – или щитовидных соцветиях, реже одиночные или по два. Плод – коробочка (яйцевидная или цилиндрическая). Семена мелкие, многочисленные, 0,5–2,0 мм длины от палочковидных до яйцевидных, светло- или темно-коричневые, блестящие [4]. Природные ареалы большинства видов рододендронов приурочены к Северо-Восточной Азии. В настоящее время известно около 1200 видов. В Европе обнаружено лишь 9 дикорастущих видов, в Северной Америке – 29 видов. В Южной Америке и Африке рододендроны не встречаются [8].

Первые сведения об интродукции вересковых в Центральном Черноземье относятся к 1850 году, когда в древесном питомнике г. Воронежа были испытаны азалии. В ботаническом саду им. проф. Б.М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета начались около 1969 года и активно продолжают в настоящее время [1].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектами исследований являлись представители рода рододендрон открытого и закрытого грунта Ботанического сада Воронежского государственного университета. Семена

были получены из следующих ботанических садов России и мира: Ботанического сада университета Грейсвальда (Германия), Рододендрон парка Бремена (Германия), Ботанического сада Латвийского университета Риги (Латвия), Ботанического сада Варшавского университета (Польша), Ботанического сада-института Йошкар-Олы (Россия), Ботанического сада Дрезденского университета (Германия), Арборетума и ботанического сада университета Бергена (Норвегия). В настоящее время в коллекции представителей рода рододендрон открытого грунта произрастает 10 видов. Возраст различных особей варьирует от 5 до 30 лет (табл. 1). По многолетним данным были оценены засухоустойчивость и зимостойкость. Засухоустойчивость оценивалась по шкале, предложенной Моисеевой Е.В. и Николаевым Е.А. [7]: 1 балл – у растений визуально не наблюдалось повреждений; 5 – полная гибель растения под воздействием низкой влажности и высокой температуры воздуха. Для оценки зимостойкости использовалась шкала Вехова: I – вид зимостоек, внешних повреждений после зимы нет; V – породы абсолютно не зимостойкие и в суровые зимы погибают.

В условиях Центрального Черноземья особые агротехнические приемы для ухода за взрослыми растениями не требуются. При посадке рододендронов в грунт нами использовалось два варианта посадки: в торф и с использованием опавшей хвои сосен. Как в первом, так и во втором случае необходим дренаж. Для этого на дно ямки помещали камешки, битый кирпич, для того чтобы не застаивалась влага. Затем растение высаживалось, и ямка засыпалась торфом. Обязательным условием при выборе торфа является его кислотность, торф должен быть кислым ($\text{pH} < 5 - 4,5$). Во втором варианте при посадке использовалась опавшая хвоя сосен, которая также закисляет почву.

Наиболее оптимальным способом размножения рододендронов в условиях Центрального Черноземья является семенное размножение. В настоящее время в условиях закрытого грунта произрастают 17 видов рододендронов, размноженные семенным способом: *Rh. brachycarpum* D. Don ex G. Don, *Rh. brachycarpum* subsp. *fauriei*, *Rh. brachycarpum* subsp. *tigerstedtii*, *Rh. maximum* L., *Rh. tschonoskii* Maxim., *Rh. canadense* var. *album*, *Rh. racemosum* Franch., *Rh. arborescens* (Pursh) Torr., *Rh. ferrugineum* L., *Rh. camtschaticum* Pall., *Rh. smirnowii* Trautv., *Rh. micranthum* Turcz., *Rh. fauriei* Franch., *Rh. japonicum* (Gray) Suring., *Rh. japonicum* var. *aureum*, *Rh. simsii* Planch., *Rh. ponticum* L.

Семенное размножение при четком выполнении некоторых агротехнических условий позволяет достичь значительных результатов. Семена этого рода имеют очень мелкие размеры, поэтому их необходимо высевать только на поверхность субстрата. В качестве субстрата мы используем кислый торф, которым набиты деревянные ящики. Сверху ящики прикрываются прозрачным стеклом для удержания влаги. Основные сложности при семенном размножении заключаются в следующем. Первое – это ни в коем случае не давать семенам пересыхать. Полив необходимо проводить с использованием пульверизатора для того, чтобы не размывать субстрат и, как следствие не смешивать, разные виды. Избыточное увлажнение ведет к образованию грибковых инфекций. В этом случае прекрасно себя зарекомендовала перекись водорода, которой необходимо обрабатывать

зараженные участки. При оптимальной температуре (+18–20° С) массовые всходы начинаются через 2 недели. При более низких температурах сроки всходов семян увеличиваются. Быстрота всходов также зависит от срока хранения семян [6]: чем меньше срок, тем выше всхожесть.

Для нормального развития сеянцев рододендронов необходима пикировка. При посадке сеянцы высаживаются в ящики, наполненные торфом. Наиболее оптимальные сроки пикировки – это стадия одного-двух настоящих листьев. Молодые растения из-за незначительных размеров притеняли. В дальнейшем уход за этой группой рододендронов сводился к своевременному поливу и удалению сорняков. Первые три года, после прорастания семян растения находятся в теплице. В зимний период теплица не отапливалась, и растения от низких температур укрывали опилками. Ранней весной рододендроны подкармливали азотным удобрением, поскольку опилки вытягивают азот из субстрата. По достижении трехлетнего возраста растения высаживали на школьный затененный участок.

Одним из направлений в изучении эколого-биологических особенностей представителей рода рододендрон ботанического сада Воронежского госуниверситета является изучение новых синтезированных веществ хинолинового ряда на ростовые процессы [3]. Эксперимент проводился на семенах *Rh. ledebourii*. Были отсчитаны три повторности по 100 семян, каждая из повторностей обрабатывалась тремя концентрациями каждого из трех исследуемых соединений. После этого подсчитывалось количество проросших семян и высота проростков по сравнению с контролем и семенами, обработанными коммерческим препаратом «Эпин». В результате исследований были выявлены наиболее оптимальные концентрации и соединения, которые оказывают положительный эффект на ростовые процессы *Rh. ledebourii*.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Несмотря на высокие декоративные качества, рододендроны не используются в озеленении, хотя, по крайней мере, один вид вполне приспособлен к городским условиям. Взрослые растения открытого грунта *Rh. ledebourii*, достигающие 25 лет являются не только зимостойкими, засухоустойчивыми, но могут повторно цвести до 4 раз за вегетационный сезон и активно плодоносят. В настоящее время с помощью семенного размножения от местных представителей *Rh. ledebourii* нами получено около 700 саженцев нового поколения. Эти растения были высажены в грунт осенью 2011 года и успешно перезимовали холодную зиму 2011–2012 гг. В апреле 2012 года у единичных экземпляров нами отмечено цветение.

Предпосевная обработка семян переменной температурой способствует повышению зимостойкости интродуцированных древесных растений. Переменные температуры могут быть стрессовым явлением, которое помогает зародышевой меристеме реализовать потенциальные (наследственные) возможности, закодированные в ДНК [2].

Было показано, что выращивание молодых сеянцев при переменных температурах способствует развитию устойчивости к болезням, к действию экстремально высоких и низких температур [5].

Подобное действие могут иметь и перепады температуры в теплице, не оснащенной системой автоматической терморегуляции, которая использовалась в наших экспериментах. Разница ночных и дневных температур ранней весной составляет 10–15 °С. Переменные температуры имеют закаливающее и стимулирующее действие на прорастающие семена, проростки и молодые сеянцы. Если семена теплолюбивых видов рододендронов, происходящие из Китая, Азии (р. Чоносого, краснеющий, кистевой, мягкий, облепиховидный, плотный, изящный, японский, желтый, сомнительный) более нуждаются в повышенных температурах (свыше 20°С), то у холодостойких видов северо-американского происхождения (р. канадский, каролинский, катевбинский, клейкий, крупнолистный, крупнейший), у дальневосточных (р. сихотинский, мелколистный, даурский, остроконечный, золотистый) они прорастают при 15–18°С, не снижая всхожести. Высокая приспособленность растений к резким перепадам температуры и другим неблагоприятным условиям (засухе и морозам) очень важна в условиях современного меняющегося климата, особенно для видов и форм, использующихся в озеленении. Выращивание сеянцев при переменной температуре показало положительный результат: цветение было отмечено уже у двухлетних экземпляров рододендрона Ледебура, хотя обычно представители данного вида зацветают на 4–5, реже на 3-й год.

Таблица 1

Коллекция открытого грунта представителей рода рододендрон

Вид	Возраст	Группа	ЗУ	ЗС	Семеновое шение
<i>Rhododendron canadense</i> (L.) Torr.	6	Л	2	I	+
<i>Rhododendron japonicum</i> (A. Gray) Suring.	7	Л	1	I	+
<i>Rhododendron ledebourii</i> Pojark.	25	ПВЧ	1	I	+
<i>Rhododendron luteum</i> Sweet	5	Л	1	I	+
<i>Rhododendron schlippenbachii</i> Maxim.	15	Л	2	II	+
<i>Rhododendron sichotense</i> Pojark.	30	Л	1	I	+
<i>Rhododendron carolinianum</i> Rehd.	6	ВЧ	2	I	+
<i>Rhododendron calendulaceum</i> Torr.	7	Л	1	II	–
<i>Rhododendron viscosum</i> (L.) Torr.	6	Л	3	III	–
<i>Rhododendron mucronulatum</i> Turcz.	25	Л	1	I	+

Примечание к таблице: Л – листопадные; ПВЧ – полувечнозеленые; ВЧ – вечнозеленые.

Большинство видов коллекции рододендронов относится к группе листопадных (8 видов), на долю вечнозеленых и полувечнозеленых приходится по одному виду. Оценка засухоустойчивости очень важна при изучении адаптивных возможностей интродуцируемых растений. Из 10 видов коллекции открытого грунта 6 являются засухоустойчивыми. Во время засушливых летних периодов у них не проявляются внешние повреждения. Аномально засушливым летом 2010 года эти виды характеризовались лишь слабой потерей тургора листьев, который полностью

восстановился после выпадения осадков. *Rh. canadense* и *Rh. schlippenbachii* характеризуются постоянной потерей тургора в летний период и нуждаются в поливе. Наименее засухоустойчивым является *Rh. viscosum*. Этому виду, кроме постоянного полива, требуется затенение, т.к. под открытыми солнечными лучами в условиях Центрального Черноземья он не выживает или очень плохо себя чувствует.

К зимостойким видам, у которых не отмечается повреждений после зимовки, относится 7 видов. Наименее зимостойкими являются *Rh. schlippenbachii*, *Rh. calendulaceum*, *Rh. viscosum*. Следует отметить, что степень повреждения растений, вышедших из зимовки, сильно варьирует в зависимости от количества снега в конкретный год. В те зимы, когда снежный покров достигает определенной высоты, повреждений меньше, чем в бесснежные холодные зимы.

Семеношение наблюдается у 8 видов из 10. В засушливые годы интенсивность семеношения снижается, количество образующихся семян значительно меньше. За все годы исследований семеношение не было отмечено только у *Rh. calendulaceum* и *Rh. viscosum*, причем *Rh. calendulaceum* цветет практически каждый год, но семян не образует. Более низкая засухоустойчивость и зимостойкость *Rh. viscosum* вероятно объясняется его происхождением. В природе этот вид обитает на болотах, прибрежных равнинах и влажных лесах восточного побережья Северной Америки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях Центрального Черноземья успешно культивируются представители 10 видов рода рододендрон. Наиболее устойчивыми к неблагоприятным условиям среды (зимостойкими и засухоустойчивыми) являются представители 5 видов: рододендрон Ледебура, сихотинский, остроконечный, японский, желтый. В ботаническом саду им. проф. Б.М. Козо-Полянского Воронежского госуниверситета необходимо не только поддержание и изучение имеющихся видов, но и пополнение новыми видами и формами, разработка методик вегетативного размножения и адаптация тепличных растений к отрытому грунту.

Список литературы

1. Анализ эколого-биологических особенностей некоторых представителей Вересковых в связи с перспективами использования их в садово-парковом строительстве в Центральном Черноземье / [Е.А. Николаев, Е.В. Моисеева, Б.И. Кузнецов, Г.С. Щербаков] // Современная ботаника: биоразнообразие, биоресурсы, биотехнологии: междунар. научн.-практич. конф.: матер. – Караганды, 2011. – С. 106–109.
2. Базилевская Н.А. Интродукция растений. Экологические и физиологические основы: учебное пособие / Н.А. Базилевская, А.М. Мауринь. – Рига: ЛГУ им. П. Стучки, 1986. – 107 с.
3. Влияние соединений хинолинового ряда на всхожесть и ростовые процессы рододендрона Ледебура (*Rhododendron ledebourii* Pojark.) / [Е.В. Моисеева, Т.В. Баранова, В.Н. Калаев и др.] // Фундаментальные исследования. – 2012. – №5. – Ч. 1. – С. 172–176.
4. Деревья и кустарники СССР / [ред. С. Я. Соколов]. – М., Ленинград: Изд-во Академии наук СССР, 1960. – Т. V. – 543 с.
5. Марковская Е.Ф. Феномен ежесуточного кратковременного влияния низких закаливающих температур на жизнедеятельность растения / Е.Ф. Марковская, М.И. Сысоева // Онтогенез. – 2008. – Т. 35, № 5. – С. 323–332.

6. Методика проращивания семян видов рода *Rhododendron* L. и способы ее оптимизации / [О.Н. Сафонова, Т.В. Баранова, А.А. Воронин и др.] // Биологическое разнообразие. Интродукция растений: Пятая Междунар. научн. конф.: матер. – Санкт–Петербург, 2011. – С. 143–145.
7. Моисеева Е.В. Сравнительная характеристика засухоустойчивости некоторых видов древесно-кустарниковых растений природной флоры Центрального Черноземья и интродуцентов. / Е.В. Моисеева, Е.А. Николаев // Всероссийск. научн. конф. с междунар. участием, посвящ. 80-летию со дня рождения акад. Л.Н. Андреева, 5–7 июля 2001 г.: матер. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. – С.473–475.
8. Berg J. *Rhododendron* und ihre immergruene Laubgehoelze / J. Berg, L. Heft–Ulmer. – 1969. – 284 p.

Моисеева Е. В., Баранова Т. В., Воронин А. О., Кузнецов Б. И. Колекція представників роду рододендрон (*Rhododendron*) у ботанічному саду Б. М. Козо-поляньського Воронезького держуніверситету // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 39–44.

Адаптована агротехніка вирощування рослин роду *Rhododendron* L. до умов Центрального Чернозем'я. Проведено дослідження еколого-біологічних особливостей колекції представників роду *Rhododendron*. На підставі даних аналізу посухостійкості і зимостійкості виявлено п'ять найбільш перспективних видів для культивування у Центральному Чернозем'є.

Ключові слова: посухостійкість, зимостійкість, насінневе розмноження.

Moiseeva E. V., Baranova T. V., Voronin A. A., Kuznetsov B. I. Collection of the plants genus rhododendron (*Rhododendron*) in the Botanical Garden B. M. Kozo-Polyansky, Voronezh State University // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 39–44.

It has been adapted growing plants of the genus *Rhododendron* L. to the conditions of the Central Black Earth region. The study of ecological and biological characteristics of members of the genus *Rhododendron* collection has been carried out. It has been identified five of the most promising species for cultivation in the Central Black Earth based on the data analysis of drought resistance and hardiness.

Key words: drought resistance, hardiness, seed germination.

УДК 595.41 (262.5)

ПЕРВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ФАУНЫ И ЭКОЛОГИИ ТИХОХОДОК (TARDIGRADA) КАРКИНИТСКОГО ЗАЛИВА (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Харкевич Х. О.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
k.kristinna@gmail.com

В работе представлены данные о первых исследованиях фауны и экологии тихоходок в Каркинитском заливе (август 2011 г.). Обнаружены новые для фауны Черного моря виды тихоходок *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak* и *Megastygartides* sp. n., относящиеся к двум родам *Styraconyx* и *Megastygartides* соответственно, одного семейства Halechiniscidae, класса Heterotardigrada. Рассмотрена видовая структура и количественное развитие тихоходок в сообществе мейобентоса. Представлена краткая морфологическая характеристика обнаруженных видов тихоходок. Дополнена информация об их экологических особенностях и местах обитания.

Ключевые слова: *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak*, *Megastygartides* sp. n., тихоходки, мейобентос, численность, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Тихоходки (Tardigrada) – микроскопические беспозвоночные животные, жизнь которых приурочена к водной среде. Они распространены в донных осадках и на макрофитах в пресноводных и морских водоемах по всему миру, могут заселять наземные субстраты – мхи, лишайники и др.

Ученые дискутировали о зоологическом статусе тихоходок начиная с момента их открытия в середине 18 века. Некоторые авторы выделяли тихоходок в отдельный класс в составе типа Arthropoda [1], другие – считали типом [2]. В середине прошлого века было предложено выделить тихоходки в отдельный тип [3]. Мы придерживаемся классификации [4, 5], согласно которой тихоходки представляют отдельный тип Tardigrada, который разделен на 3 класса: Eutardigrada, Mesotardigrada и Heterotardigrada. Eutardigrada – это пресноводные и наземные виды, за некоторым исключением морские тихоходки. К Mesotardigrada принадлежит лишь 1 вид *Thermozodium esakii* Rahm, 1937, найденный в горячем серном источнике в Нагасаки, Япония. Вид был отмечен один раз, а его местообитание в скором времени было разрушено [3]. Около 180 известных видов морских тихоходок относятся преимущественно к классу Heterotardigrada.

Изучение мировой фауны тардиград началось в XVIII веке. Только в середине XX века получена первая информация о тихоходках Черного моря, найденных в мелководных районах у берегов Болгарии и Румынии [6–8]. Позже исследования на западном шельфе Крыма (бухты г. Севастополя, район мыса Тарханкут) дополнили информацию о видовом составе и экологии черноморских тихоходок [9, 10].

Актуальность проведения исследований определяется важной ролью мейобентоса в функционировании морских экосистем, в том числе и тихоходок, как

одной из малоизученной его составляющей. К моменту наших исследований информация о фауне и экологии тихоходок Каркинитского залива Черного моря отсутствовала. Это можно объяснить методическими трудностями в обнаружении тихоходок и неравномерностью их распределения в донных осадках.

Целью настоящей работы явилось определение видовой принадлежности тихоходок и изучение их экологических особенностей и количественного развития в Каркинитском заливе (СЗЧМ).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для исследования послужили сборы донных осадков во время комплексной научной экспедиции в 70 рейсе НИС «Профессор Водяницкий» в августе 2011 года в районе Каркинитского залива (СЗЧМ) на глубинах от 11 до 36 м (рис. 1).

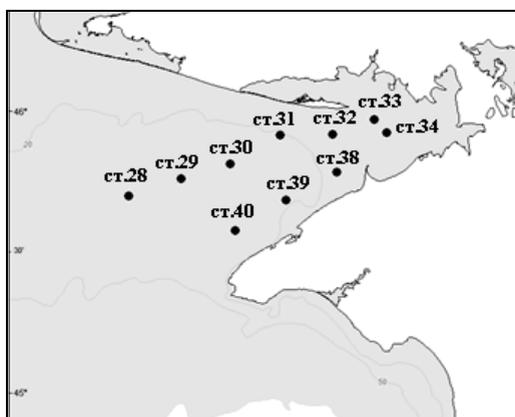


Рис. 1. Карта станций в Каркинитском заливе (август, 2011)

Пробы отбирали дночерпателем «Океан 50», из которого мейобентосными трубками площадью 18,1 см² вырезали 3 колонки грунта. Полученный материал фиксировали 4% формалином. В лаборатории образцы донных осадков промывали проточной водой через систему сит, нижнее из которых имело диаметр ячеек 63 мкм. Полученный осадок окрашивали красителем Бенгальский розовый. При камеральной обработке проб все обнаруженные организмы идентифицировали до крупных таксонов и просчитывали их количество. Расчет плотности поселений организмов соотносили на м² площади дна. Идентификацию тихоходок до вида проводили с помощью микроскопа Nikon Eclipse E200 под разным увеличением.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В акватории Каркинитского залива проводили исследования на 10 станциях по двум разрезам. На первом разрезе тихоходки обнаружены на двух станциях, на втором – одной, таким образом, встречаемость тардиград составляла 30%.

Абиотические показатели среды могут влиять на приуроченность видов тихоходок к тем или иным районам и местам обитания. Станции, на которых были обнаружены тихоходки, отличались по гидрологическим условиям. Температура воды в разных частях залива изменялась в широких пределах. В открытых частях Каркинитского залива вода прогревалась до 22,5°C на поверхности, в то время как в кутовой части температура воды на глубине 8 м составляла 24,6°C. Соленость в исследованном районе изменялась от 16,23 до 18,42‰ в разных частях залива. Показатели концентрации кислорода были на уровне 5,39 мл/л в кутовой части и около 6-7 мл/л в открытых районах залива [11].

Видовая структура и экологические особенности таксоцены тихоходок Каркинитского залива. Фауна тихоходок Каркинитского залива представлена тремя видами, новыми для фауны Черного моря. Два из них относятся к роду *Styraconyx*, а один – к роду *Megastygarctides* семейства Halechiniscidae, класс Heterotardigrada.

Ниже дано краткое описание найденных видов и рассмотрены некоторые их экологические особенности.

Класс Heterotardigrada Marcus, 1927

Отряд Arthrotardigrada Marcus, 1927

Семейство Halechiniscidae Thulin, 1928

Род *Styraconyx* Thulin, 1942

***Styraconyx qivitoq* Kristensen and Higgins, 1984 (рис. 2).**

Материал: Черное море, Каркинитский залив, ст. 28 (45°42.045N, 31°58.784E), глубина 32 м и ст. 32 (45°55.142N, 33°00.012E), глубина 12 м; 17 экз.

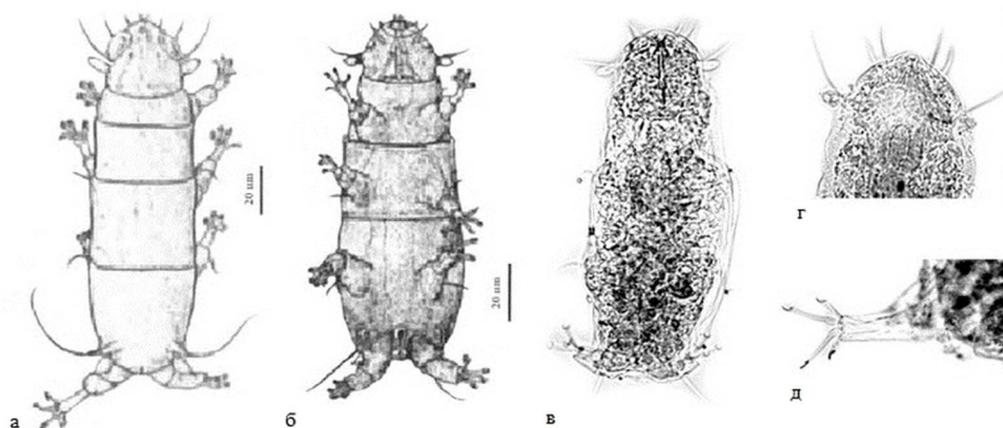


Рис. 2. *Styraconyx qivitoq*: а – самец, б – самка [по 12], в – общий вид с вентральной стороны (фото, увеличение $\times 400$), г – головные придатки, д – пальцы с когтями на 4 ноге ($\times 1000$)

Описание: основные параметры и главные черты соответствуют оригинальному описанию вида [12]. Черноморские формы мелкие, длиной 130–220 мкм, шириной

35–80 мкм. У некоторых экземпляров есть пигментные глазные пятна. Кутикула с дорсальной и вентральной стороны очень тонкая. Имеется полный набор головных придатков с коротким медиальным усиком (7 мкм). Внешние головные усики (13 мкм) находятся на возвышении (3 мкм), внутренние головные усики состоят из базиса (5 мкм) и тонкого усика (7 мкм). Первичная округлая клава (9 мкм) с «Van der Land's body» [12] у своего основания, и латеральный усик, состоящий из двух частей – базиса (12 мкм) и длинного усика (15 мкм) на небольшом возвышении (4 мкм), у основания окружены тонкой мембраной. Вторичная клава в форме большой куполообразной структуры. Ротоглоточный аппарат представлен фарингеальной трубкой шириной 3 мкм, длиной 24 мкм. Глоточная луковича округлой формы (18 мкм в диаметре) с двумя длинными стилетами (24 мкм) на подпорках и с тремя плакоидами. На ногах имеется по четыре пальца с коготками, разделяющимися к вершине на три заостренные части, которые могут полностью закрываться прозрачной тонкой мембраной. На первых трех парах ног есть короткие тонкие усики. Органы чувств на четвертой ноге представлены овальной папиллой с шипом.

Экология: в районе Каркинитского залива вид обитает в биотопе ракушечника с примесью мелкозернистого заиленного песка на глубинах 12 и 32 м, при солености 17,6–17,9‰, в диапазоне температур 10–22,7°C, при достаточном наличии в среде кислорода (6,2 мл/л).

***Styraconyx nanoqsunguak* Kristensen and Higgins, 1984** (рис. 3).

Материал: Черное море, Каркинитский залив, ст. 28 (45°42.045N, 31°58.784E), глубина 32 м; 2 экз.

Описание: главные черты в соответствии с оригинальным описанием вида [12]. Черноморские формы мелкие, длиной 140 мкм и шириной 50 мкм. Два пигментных глаза. Дорсальная кутикула с 20 ярко выраженными кольцами. Первичная клава (11 мкм) и латеральный усик (30 мкм) на одном общем возвышении (5 мкм). Вторичная клава изогнутой булавовидной формы (11 мкм) размещена вокруг основания внешнего головного усика. На голове имеется набор парных внешних (14 мкм) и внутренних головных усиков (13 мкм), латеральный и короткий медиальный усик (8 мкм). Ротоглоточный аппарат представлен узкой (1,5 мкм) фарингеальной трубкой длиной 18 мкм, которая прикреплена к округлой глоточной луковиче (13 мкм в диаметре) с двумя стилетами на подпорках и тремя плакоидами. На первой, второй и третьей ноге есть усики длиной 7, 10 и 11 мкм соответственно. На ногах по четыре коготка – два внешних с редуцированными подпорками и два внутренних – на сердцевидном основании. Каждый коготок с тремя заостренными частями. На первых трех парах ног коготки короче, чем на четвертой паре. Орган чувств на четвертой ноге представлен булавовидной папиллой (7 мкм) с тонким усиком (4 мкм). Цирра E (33 мкм) размещена у основания четвертой ноги.

Экология: в районе Каркинитского залива вид встречается на глубине 32 м в песчаном грунте, обогащенном детритом из фрагментов водорослей. Соленость на глубине 29 м – 17,9‰. Вода на поверхности прогревалась до 21,6°C, а на глубине 29 м была 10°C. Концентрация кислорода на ст. 28 была около 6,2 мл/л на глубине 30 м.

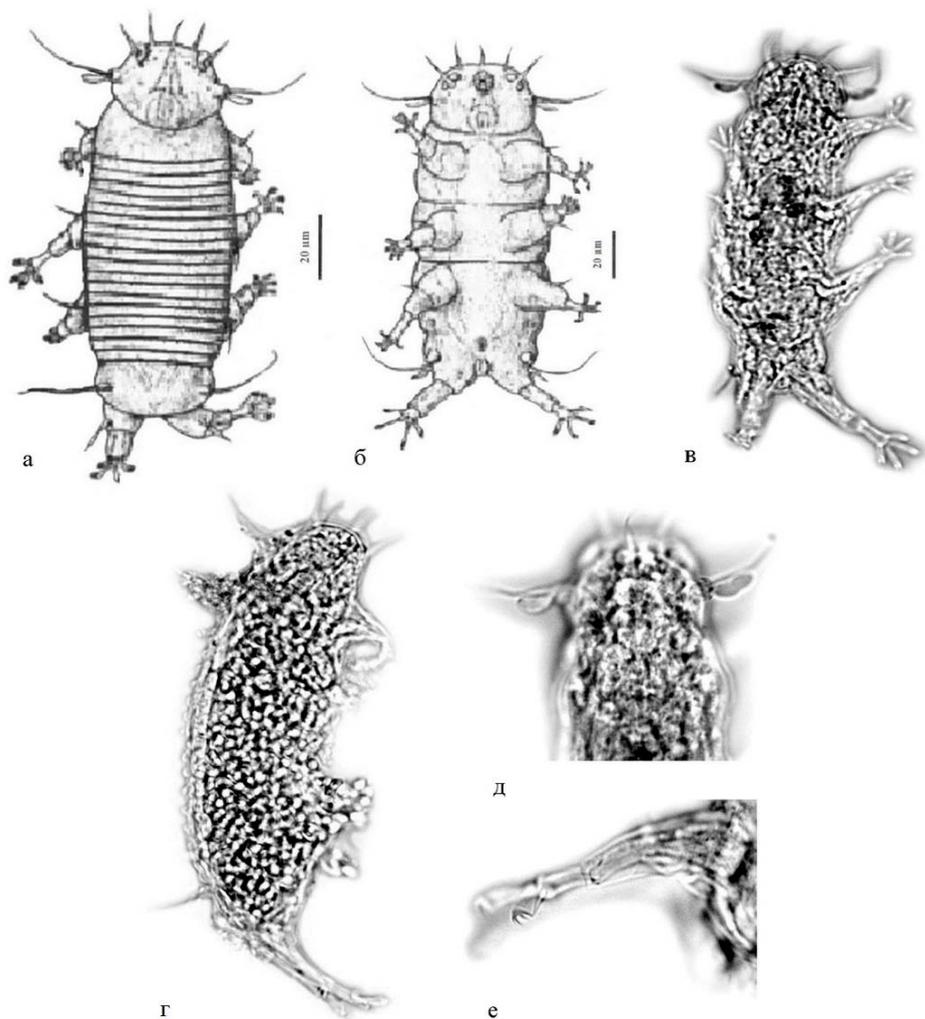


Рис. 3. *Styraconyx nanoqsunguak*: а – самец, б – самка [по 12]; в – общий вид с вентральной стороны, г – общий вид с латеральной стороны (фото, увеличение $\times 400$), д – головные придатки, е – пальцы с когтями на 4 ноге ($\times 1000$)

Из литературных источников известно о широком распространении видов рода *Styraconyx* в Мировом океане [12]. Например, некоторые представители рода встречаются у берегов Гренландии, в то время как другие виды распространены в субтропических и тропических морских условиях.

Следует отметить, что тихоходки рода *Styraconyx* избирательны в местообитании, но в то же время встречаются как в мелководной зоне, так и в глубоководных районах. Некоторые виды предпочитают коралловый песок, водоросли и ракушечник, в то время как другие специфичны для радиоактивных

теплых озер с эндемичными одноклеточными водорослями, которыми они питаются [12].

Род *Megastygartides* McKirdy, Schmidt and McGinty-Bayly, 1976

Megastygartides sp. n. (рис. 4).

Материал: Черное море, Каркинитский залив, ст. 34 (45°55.344N, 33°16.246E), глубина 11 м; 50 экз.

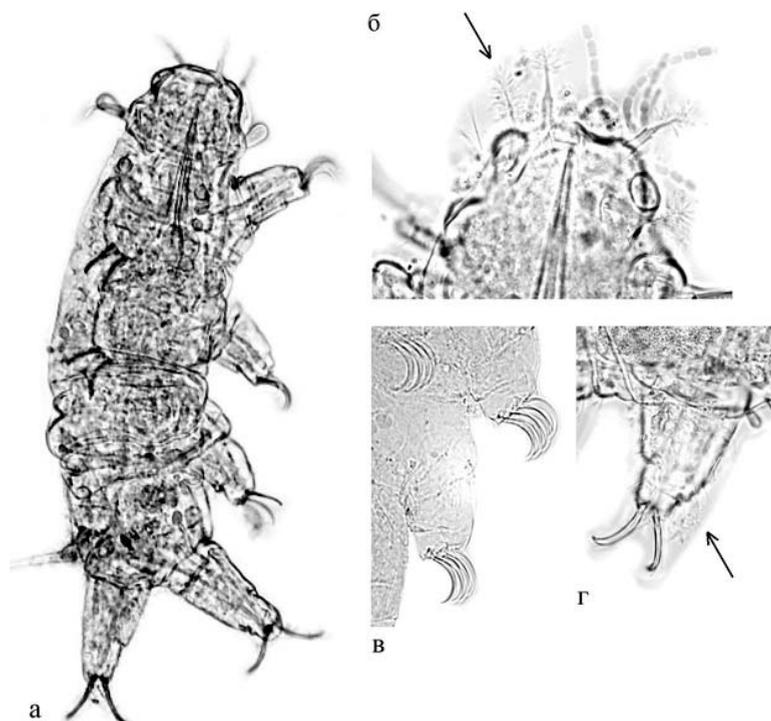


Рис. 4. *Megastygartides* sp. n.: а – общий вид с вентральной стороны, (фото, увеличение $\times 400$), б – головные придатки с микроэпикуткулярными фибриллами ($\times 600$), в – когти на 2 и 3 ноге, г – 4 нога с фибриллами и когтями (ув. $\times 1000$)

Описание: черноморские формы мелкие, длиной 220–250 мкм, шириной – около 60 мкм. Кутикула тонкая и прозрачная с грануляцией на большей части тела. Кутикулярные пластины типичные для данного рода. Имеется полный набор головных придатков, которые состоят из основания и тонкого сужающегося к своей вершине усика в форме конуса. Первичная булавовидная клава с «Van der Land's body» [12, 13] у своего основания находится на общем возвышении с латеральным усиком. Вторичная клава округлой формы. На задних ногах есть орган чувств – папилла. Цирра Е размещена дорсо-латерально на небольшом возвышении. Телескопические короткие ноги с четырьмя коготками на 1, 2 и 3 паре и двумя коготками на четвертой паре ног. Все коготки с небольшой шпорой крепятся к ноге

тонкой базальной мембраной. Коготки на первой и второй паре ног одинаковой длины (17 мкм), на третьей паре ног – короче (15 мкм), а на четвертой паре – толще и длиннее (19 мкм), чем на других ногах.

Отличительными чертами *Megastygartides* sp. n. от известных видов данного рода являются количество и расположение одноклеточных гланд, наличие эпикутикулярных фибрилл по всему телу, особенно на задних ногах и между ними. Фибриллы расположены с обеих сторон тела на боковых полукруглых пластинках рядом с первичной и вторичной клавами, а также на первичных и вторичных головных усиках. Эти признаки позволяют сделать предположение, что данный вид может быть новым для науки. Более детальное описание этого вида будет представлено в следующей работе.

Экология: по литературным данным виды этого рода – представители интерстициальной мейофауны и до этого времени были обнаружены в водоемах со среднеокеанической соленостью [13]. Основными местами обитания видов рода *Megastygartides* является супралитораль и литоральная зона. Нами тихоходки этого рода обнаружены на глубине 11 м в биотопе битой ракушки со среднезернистым песком. Соленость в этом районе на глубине 8 м – 18,6‰. Вода прогревалась до 24,5°C на глубине 8 м. Концентрация кислорода была около 6 мл/л в поверхностном слое воды.

Виды рода *Megastygartides* имеют достаточно широкое распространение и встречаются в Средиземном море и Персидском заливе, у берегов Шотландии, Новой Каледонии и Галапагосских островов [13]. Находки нового вида данного рода в Каркинитском заливе позволяют дополнить информацию и видовом разнообразии и распространении тихоходок рода *Megastygartides* в мире.

Интересной экологической особенностью обнаруженных нами в районе исследований тихоходок является приуроченность отдельных родов к определенным местообитаниям.

Так, например, виды рода *Styraconyx* встречаются в биотопе ракушечника с примесью мелкозернистого заиленного песка с детритом из обрывков водорослей. Морфологические особенности видов этого рода свидетельствуют о приспособлении организмов к этим условиям обитания.

Представители рода *Megastygartides* приспособились к обитанию между частичками среднезернистого песка – в интерстициали.

Следует отметить, что вместе виды родов *Styraconyx* и *Megastygartides* не встречались.

Способность тихоходок адаптироваться к особенностям биотопов, к новым и неблагоприятным условиям (изменение температурного и кислородного режимов и др.) способствует их широкому распространению и распределению в Мировом океане, в том числе и в Черном море.

Количественное развитие фауны тихоходок Каркинитского залива. В исследуемом районе в диапазоне глубин 11–36 м в мейобентосе обнаружены представители таких крупных таксонов (тип, класс, отряд), как: Ciliophora, Foraminifera, Coelenterata, Nematoda, Polychaeta, Turbellaria, Bivalvia, Harpacticoida, Ostracoda и др. Средние значения плотности поселений мейобентоса изменялись в

пределах от 659,364 тыс. экз./м² (ст. 34) и 760,104 тыс. экз./м² (ст. 32) до 1065,104 тыс. экз./м² (ст. 28). Доминирующими группами были нематоды, мягкораконные фораминиферы и гарпактикоиды [11]. Следует особо отметить, что наряду с вышеперечисленными группами мейобентоса встречались тихоходки. Известно, что в других морях они являются составной частью мейобентосных сообществ [14].

Доля тихоходок в мейофауне составляла от 0,41 до 0,78% (рис.5, а, б) на ст. 28 и ст. 32 до 4,02% на ст. 34 (рис.5, в).

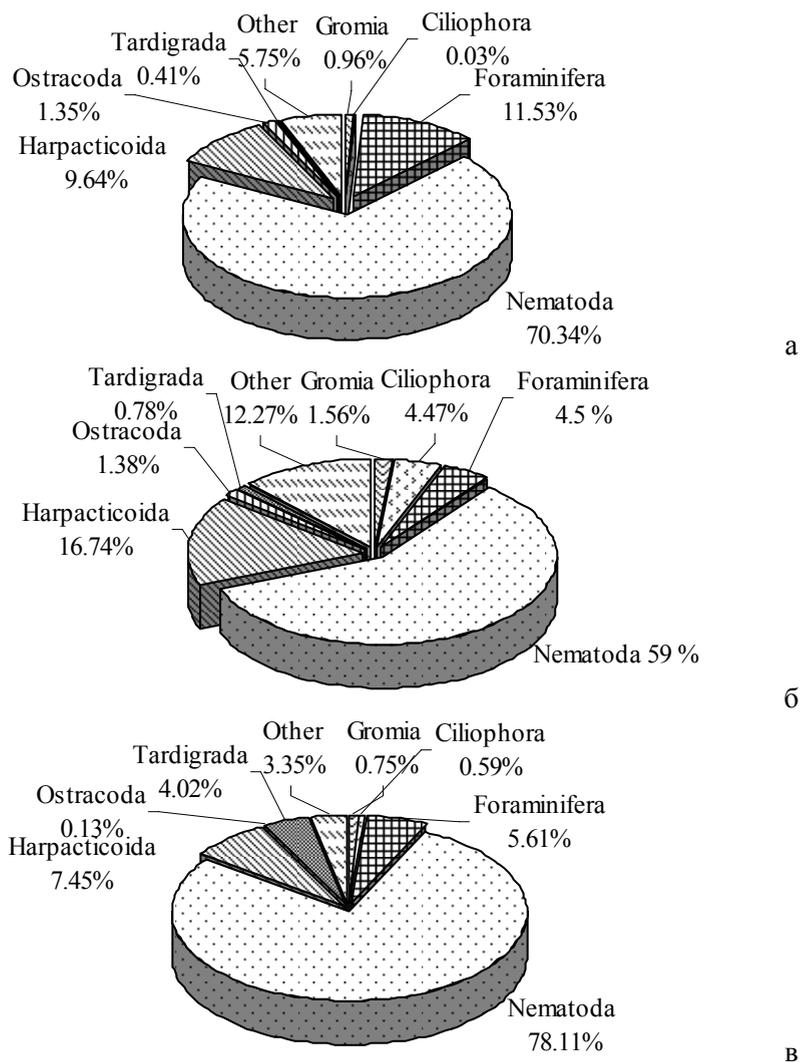


Рис. 5. Соотношение численности основных групп мейобентоса (%) в Каркинитском заливе в период исследования (август, 2011): а – ст. 28, б – ст. 32, в – ст. 34

Средняя численность тихоходок была невысокой от 552 экз./м² (ст. 32) и 4416 экз./м² (ст. 28) до 26496 экз./м² (ст. 34). Количественное развитие обнаруженных видов изменяется в широких пределах. Наиболее многочисленным был вид *Megastygartides* sp. n. – 26496 экз./м², за ним следует *S. qivitoq* – 3864 экз./м² и *S. nanoqsunguak* – 552 экз./м², соответственно.

ВЫВОДЫ

1. Получены первые данные о видовом составе и экологии тихоходок Каркинитского залива. Обнаружены виды *S. qivitoq*, *S. nanoqsunguak* и *Megastygartides* sp. n., которые впервые регистрируются в акватории Черного моря.

2. Способность тихоходок приспосабливаться к разным экологическим условиям, помогла освоить им новые местообитания и биотопы Каркинитского залива.

3. Несмотря на невысокую плотность поселений тихоходок по сравнению с другими представителями мейофауны, они являются важной составной частью мейобентосных сообществ исследуемого региона.

4. Дальнейшие исследования дадут возможность обнаружить новые местообитания и расширить знания о фауне и экологии черноморских тихоходок.

Благодарности. Представленные результаты были получены в рамках бюджетной тематики ИнБЮМ НАНУ и при частичной финансовой поддержке Европейского Сообщества в рамках FP7/2007-2013, грант No. 287844 проекта «Towards COast to COast NETworks of marine protected areas (from the shore to the high and deep sea), coupled with sea-based wind energy potential (COCONET)». Автор признателен д.б.н. Н. Г. Сергеевой и к.б.н. В. В. Мельникову за ценные замечания и консультацию, к.б.н. Н. К. Ревкову и Н. А. Болтачевой, м.н.с. В. А. Тимофееву и вед. инж. Т. П. Гетьману за помощь в сборе материала.

Список литературы

1. Marcus E. Tardigrada. Klassen und Ordnungen des Tierreichs / E. Marcus. – 1929. – 5. – 608 p.
2. Pilato G. Evoluzione e nuova sistemazione degli Eutardigrada / G. Pilato // Bolletino di Zoologia. – 1969. – 36. – P. 327–345.
3. Ramazzotti G. Il Phylum Tardigrada / G. Ramazzotti // Mem. Ist. Ital. Idrobiol. – 1962 – 14. – P. 1 – 595.
4. Degma P. Notes to the current checklist of Tardigrada / P. Degma, R. Guidetti // Zootaxa. – 2007. – 1579. – P. 41–53.
5. Guidetti R. Tardigrade taxonomy: an updated check list of the taxa and a list of characters for their identification / R. Guidetti, R. Bertolani // Zootaxa. – 2005. – 845. – P. 1–46.
6. Вълканов А. Каталог на нашата Черноморска фауна / А. Вълканов // Тр. Морск. биол. ст. – Варна. – 1954. – 19. – С. 1–62.
7. Richters F. Tardigraden Studien / F. Richters // Ber. Senckenb. Naturf. Ges. – 1909. – 40. – P. 28–48.
8. Rudescu L. Die Tardigraden des Schwarzen Meeres / L. Rudescu // Hidrobiologia. – 1969. – 10. – P. 3–12.
9. Киоса Е. А. О систематической принадлежности тихоходок (Tardigrada), зарегистрированных у Крымского побережья Черного моря / Е. А. Киоса, Н. Г. Сергеева // IV Международная

- конференция молодых ученых «Биология: от молекулы до биосферы» (Харьков, 17–21 ноября 2009 г.). – Харьков, 2009. – С. 274–275.
10. Сергеева Н. Г. Тихоходки (Tardigrada) прибрежной акватории Крыма (Западный сектор Черного моря) / Н. Г. Сергеева, Е. А. Иванова, Н. М. Лысых // Экология моря. – 2006. – 72. – С. 57–64.
 11. Сергеева Н. Г. Таксономическое разнообразие мейобентоса рыхлых грунтов Каркинитского залива (СЗ, Черное море) / Н. Г. Сергеева, Е. А. Колесникова, Х. О. Харкевич, В. В. Мельников // Биоразнообразие и устойчивое развитие: Тезисы докладов II Международной научно-практической конференции (Симферополь, 12-15 сентября 2012 г.). – Симферополь: 2012. – С. 35–39.
 12. Kristensen R. M. Revision of *Styraconyx* (Tardigrada: Halechiniscidae), with Descriptions of Two New Species from Disko Bay, West Greenland / R. M. Kristensen, R. P. Higgins // Smithsonian Contributions to Zoology. – 1984. – 391. – P. 1–40.
 13. Hansen J. G. The 'hyena female' of tardigrades and description of two new species of *Megastygarcitides* (Arthotardigrada, Stygarctidae) from Saudi Arabia / J. G. Hansen, R. M. Kristensen // Hydrobiologia. – 2006. – 558. – P. 81–101.
 14. Higgins R. P. Introduction to the Study of Meiofauna / R. P. Higgins, H. Thiel. – Publ. Smithson.Inst. Press, Washington, D.C., London: – 1988. – 488 p.

Харкевич Х. О. Перші дослідження фауни і екології тихоходок (Tardigrada) Каркінітської затоки (Крим, Чорне море) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Симферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 45–54.

В роботі представлені дані про перші дослідження фауни і екології тихоходок в Каркінітській затоці (серпень, 2011 р.). Виявлено нові для фауни Чорного моря види тихоходок *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak* і *Megastygarcitides* sp. n., що відносяться до двох родів *Styraconyx* і *Megastygarcitides* відповідно, однієї родини Halechiniscidae, класу Heterotardigrada Розглянута видова структура та кількісний розвиток тихоходок в мейобентосному угрупованні. Представлена коротка морфологічна характеристика виявлених видів тихоходок. Доповнена інформація про їх екологічні особливості і місця існування.

Ключові слова: *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak*, *Megastygarcitides* sp. n., тихоходки, мейобентос, чисельність, Чорне море.

Kharkevych Kh. O. The first investigation of fauna and ecology of tardigrades (Tardigrada) of Karkinitzky Bay (Crimea, Black Sea) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 45–54.

The first data on investigation of the fauna and ecology of tardigrada in Karkinitzky Bay (August 2011) are presented in this work. New for the Black Sea fauna species of tardigrades *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak* and *Megastygarcitides* sp. n., belonging to two genera *Styraconyx* and *Megastygarcitides* respectively, to one family Halechiniscidae, class Heterotardigrada were found. The species structure and quantitative development of tardigrades in meiobenthic community were studied. Morphological descriptions of the detected species of tardigrades were presented. Information on their environmental characteristics and habitats was completed.

Key words: *Styraconyx qivitoq*, *S. nanoqsunguak*, *Megastygarcitides* sp. n., tardigrades, meiobenthos, abundance, Black Sea.

УДК 595.3 (285.32) (477.75)

РАЗНООБРАЗИЕ РАКООБРАЗНЫХ В ГИПЕРСОЛЕНОМ ОЗЕРЕ ХЕРСОНЕССКОЕ (КРЫМ)

Ануфриева Е. В., Шадрин Н. В.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского, Севастополь, lena_anufrieva@mail.ru

Гиперсолёные водоёмы являются одними из наиболее экстремальных местообитаний, примером может служить озеро Херсонесское – замкнутая морская лагуна, расположенная в юго-западной части Крыма. Ракообразные в озере – наиболее массовая и разнообразная группа животных. 12-летние (2000–2012) исследования показали наличие в озере 14 видов ракообразных, из которых наиболее обычными и массовыми являются представители Nauplicoida и Ostracoda. Максимальная солёность, при которой представители ракообразных обитали в озере, – 290‰, при более высоких солёностях были найдены только их покоящиеся стадии. Солёность является важным, но не единственным фактором, определяющим видовую структуру таксоцены ракообразных в озере. Биотические отношения при солёностях ниже 120–160‰, вероятно, играют более важную роль. Учитывая важность и уникальность данного водоёма, делается вывод о необходимости его дальнейшего изучения и сохранения. Возможно, путем включения в состав рядом расположенного заказника общегосударственного значения «Бухта Казачья».

Ключевые слова: гиперсолёные озера, ракообразные, Крым.

ВВЕДЕНИЕ

В Крыму существует большое количество гиперсолёных водоёмов, которые являются одними из наиболее экстремальных местообитаний нашей планеты, с уникальной биотой и особенностями функционирования экосистем [2, 7, 15]. Биота этих водных экосистем во многом уникальна и является составной частью общего биоразнообразия Крыма, но ее изученность все еще недостаточна [10]. При этом в результате антропогенной деятельности гиперсолёные озера в Крыму трансформируются и уничтожаются, что ведет к исчезновению уникальных видов, в том числе имеющих коммерческое значение [16].

Необходимость разработки научных основ сохранения и устойчивого использования биоразнообразия этих своеобразных местообитаний является составной частью общей стратегии сохранения биоразнообразия Крыма. Экосистемы гиперсолёных водоёмов характеризуются короткими трофическими цепями, когда на каждый трофический уровень приходится не более 1–3 видов организмов [2, 11]. В этих экосистемах ракообразные, как правило, являются основными животными-гетеротрофами, как в пастбищных, так и детритных цепях. Цель данной работы – на примере Херсонесского озера (44°35'9"N-33°23'32"E) показать своеобразие биоты таких водоёмов с акцентом на таксоцене ракообразных. Для реализации поставленной цели были использованы многолетние данные (2000–2012), часть из которых ранее была опубликована [1, 2, 4, 5, 6, 12, 13, 17].

Озеро Херсонесское, входящее в состав Херсонесской группы солёных озёр, расположено в юго-западной части Крыма, на Гераклеийском полуострове (при проведении дорожно-строительных работ в 70 гг. XX века все остальные озера этой

группы были засыпаны) [8, 16]. Озеро является замкнутой морской лагуной и отделено от моря валунно-галечной пересыпью, через которую осуществляется фильтрационное питание морской водой. Следует отметить, что среди крымских гиперсоленых озер морского происхождения это – единственное озеро, имеющее не песчаную пересыпь. Озеро – мелководное, имеет овально-продолговатую форму, площадь зеркала составляет 0,05 км², водосбора – 0,92 км², средняя глубина – 0,38 м [8, 9]. Летом, вследствие понижения уровня воды, небольшая по размеру мелководная часть озера отделяется перешейком, вследствие чего формируется самостоятельное озерцо, условно названное «малым».

Озеро характеризуется высокой пространственно-временной изменчивостью абиотических параметров [7, 8, 9]. Интенсивный прогрев воды наблюдается с апреля и достигает своего максимума в августе (29,5–36°C), зимой температура воды в озере может опускаться ниже 0°C. Наименьшие значения температуры воды, ниже –7°C, отмечены в конце декабря – начале марта 2005–2006. Максимальная за период наблюдений величина солености составляла 340‰ (август 2009 г.), минимальная – 35,05‰ (февраль 2006 г.). В отдельные периоды наблюдалась значительная пространственная неоднородность поля солености. Соотношение основных ионов в воде, как и в других гиперсоленых озерах морского происхождения, не отличается практически от такового в Черном море. Величина водородного показателя (рН) обычно отклоняется от нейтральной реакции в сторону слабощелочной. Среднее значение величины рН в озере составляет 8,64, максимальные могут доходить до 10, что несколько выше, чем в водах Черного моря, и обусловлено высокой интенсивностью фотосинтеза.

За период наблюдений в фитопланктоне озера зарегистрирован 61 вид; по видовому разнообразию лидируют динофитовые – 19 видов, диатомовые – 15, зеленые – 9, цианобактерии – 7, золотистые – 6, криптофитовые – 3, евгленовые – 2 [7]. Макрофиты представлены 6 видами, 5 из них относятся к зеленым нитчатым водорослям отдела Chloophyta и один – к морским травам отдела Angiospermae [9]. Нитчатые зеленые водоросли часто формируют мощные донные и плавучие маты, в которых в отдельные периоды времени важную роль играют пурпурные бактерии – аноксигенные фототрофы. Наиболее разнообразны донные оксигенные фототрофы: суммарно за все годы отмечено 92 вида цианобактерий, донных диатомовых – около 70 видов [7]. Массово развиваются планктонные инфузории, среди них 24 вида аэробных инфузорий и ряд неидентифицированных анаэробных видов [8]; наибольшее их видовое разнообразие и численность отмечали в плавучих матах нитчатой зеленой водоросли кладофоры в летне-осенний период (до 15×10^7 экз./м³). Видовое разнообразие животных в гиперсоленых озерах Крыма не высоко, но численности представленных видов бывают огромными [5, 7, 12, 13]. В Херсонесском озере отмечены представители Nematoda, Turbellaria, Rotifera, Insecta (Diptera, Coleoptera,) и Crustacea, которые характеризуются наибольшим числом видов.

Экосистема озера может находиться в нескольких устойчивых состояниях, которые различаются видовой структурой биоты, также как и характером функционирования. При разных состояниях экосистемы разные группировки

первичных продуцентов (фитопланктон, маты зеленых нитчатых водорослей и др.) играют ведущую роль [9, 10]. В отдельные моменты времени основным первичным продуцентом являются аноксигенные фототрофы – пурпурные бактерии, развивающиеся в плавучих матах зеленых нитчатых водорослей. Различные альтернативные состояния экосистем гиперсоленых озер имеют и различающиеся фаунистические группировки [10].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом данной работы послужили количественные сборы планктона, матов и бентоса, проводившиеся стандартными методами в разные месяцы в период с 2001 по 2012. Методы сбора и обработки проб, как и значительная часть результатов, опубликованы ранее [1, 2, 4, 6, 12, 13]. Всего была обработана 201 проба. Параллельно взятию проб проводилась оценка абиотических параметров (соленость, температура, pH, Eh). Идентификация видов различных таксонов проводилась экспертами: Е.А. Колесниковой – Harpacticoida, Ю.А. Загородней, Л.Ф. Литвинчук, Е.А. Галаговец – Anostraca, Cladocera, Calanoida, И.Е. Драпун, В.А. Гринцовым – Ostracoda, В.А. Гринцовым – Amphipoda, В.Р. Алексеевым – Cyclopoida.

Данные подвергнуты статистической обработке. Для оценки взаимного влияния видов на встречаемость друг друга использовали метод, применяемый в геоботанике и гидробиологии [3]. Суть его заключается в следующем: 1. по данным обработки проб попарно определяли совместную встречаемость двух видов (наблюдаемая совместная встречаемость); 2. исходя из теоремы совместной встречаемости двух случайных несвязанных событий, определяли ожидаемую совместную встречаемость двух видов, как произведение встречаемости каждого из них; 3. сравнивали наблюдаемые и ожидаемые совместные встречаемости пар видов. В случае совпадения этих двух величин делался вывод, что встречаемость одного вида не влияет на встречаемость другого. Если ожидаемая встречаемость меньше наблюдаемой, то делается вывод, что виды «притягиваются» друг к другу, т.е. они одинаково реагируют на изменения среды или положительно влияют друг на друга. В случае, когда наблюдаемая совместная встречаемость ниже ожидаемой, делается вывод, что один из видов препятствует наличию другого или виды по-разному реагируют на изменения среды.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Несмотря на то, что в каждый момент времени в озере в активном состоянии находили не более 5–6 видов ракообразных, всего, учитывая результаты данного исследования и опубликованные данные, идентифицировано 14 видов ракообразных. Ранее уже было отмечено, что в гиперсоленых озерах Крыма в активном состоянии находится меньшая часть видов животных [14]. Идентифицированные виды ракообразных относятся к четырем классам: Branchiopoda (отряды Anostraca, Cladocera), Ostracoda, Maxillopoda (подкласс

Сорепода с отрядами Calanoida, Cyclopoida, Harpacticoida) и Malacostraca (отряд Amphipoda). Список видов ракообразных озера Херсонесского приведен ниже.

Класс Branchiopoda

Отряд Anostraca

Artemia (партеногенетическая популяция)

Artemia salina (Linnaeus, 1758)

Отряд Cladocera

Moina salina (Daday, 1888)

Класс Maxillopoda (подкласс Сорепода)

Отряд Calanoida

Arctodiaptomus salinus (Daday, 1885)

Отряд Cyclopoida

Acanthocyclops americanus (Marsh, 1893)

Отряд Harpacticoida

Cletocamptus retrogressum (Schmankewitsch, 1875)

Nitocra spinipes (Boeck, 1864)

Mesochra sp.

Canuella perplexa (T. & A. Scott, 1893)

Класс Ostracoda

Eucypris inflata (G.O. Sars, 1903)

Класс Malacostraca

Отряд Amphipoda

Orchestia gammarellus (Pallas, 1766)

Orchestia mediterranea (Costa, 1853)

Echinogammarus olivii (Milne-Edwards, 1830)

Corophiidae (род и вид не определены)

Не все перечисленные виды встречаются в озере регулярно. Наиболее обычны и массовы представители Harpacticoida (*C. retrogressum* и др.) и Ostracoda (*E. inflata*), частота встречаемости их 82 % и 81 % соответственно. *Artemia* spp. (науплии – взрослые) – 18 %. При развитии плавучих матов нитчатых водорослей регулярно встречаются Amphipoda (*O. gammarellus*, *O. mediterranea*) – 14 %. Частота встречаемости представителей Cladocera, Calanoida, Cyclopoida была не выше 5 %. *E. olivii* встречен один раз в озере под камнями у берега при солености менее 50 ‰. Ценный промысловый вид *Artemia* встречается нерегулярно и чаще только в виде цист и науплиев, при массовом развитии хищных жуков артемии в озере не отмечались.

Сравнение наблюдаемых и ожидаемых частот совместной встречаемости пар видов показало, что для большинства пар видов не было достоверных различий этих величин. Это свидетельствует о независимости их встречаемости в водоеме. Только в трех случаях выявлены различия в этих величинах. Для пары «науплии *Artemia* – Harpacticoida» наблюдаемая совместная встречаемость (0,27) выше ожидаемой (0,1), что, вероятно, свидетельствует о сходной зависимости обоих видов от состояния среды. Для пар «Amphipoda – Harpacticoida» и «Amphipoda – Ostracoda» ожидаемая

встречаемость (0,18) оказалась выше, чем наблюдаемая (0,13), что, вероятно, объясняется тем, что развитию *Orchestia* благоприятствуют зрелые плавучие маты нитчатых водорослей, а развитию *Ostracoda* и *Naupacticoidea* – молодые диффузные маты. Численности различных видов также мало коррелируют между собой. Вероятно, общий уровень первичной продукции в большей степени влияет на численность видов ракообразных в изученном озере.

Наши эксперименты показали, что науплии артемий интенсивно выедаются остракодами, а взрослые артемии – водными жуками, которые нередко в озере достигают высокой численности. Все это не позволяет артемии демонстрировать тех высоких показателей развития, которые наблюдаются в других гиперсоленых озерах Крыма.

Следует отметить, что в подобных водоемах не наблюдается четкого разделения на планктон и бентос, наиболее массовые виды встречаются как на дне, так и в толще воды. Наибольшего количественного развития они достигают в плавучих матах, создаваемых зелеными нитчатыми водорослями рода *Cladophora*, что отмечалось и ранее [1, 8, 13].

Максимальная соленость, при которой обитали остракода *E. inflata*, *Naupacticoidea*, науплии *Artemia*, – 290‰, для *Moina* – 110‰, для *Orchestia* – 75‰. Если соленость была выше, чем верхний предел галотолерантности вида, то он был представлен только покоящимися стадиями. *Orchestia* при слишком высоких для нее соленостях уходила в выбросы водорослей на берегу моря. Соленость – важный фактор, определяющий видовую структуру таксоценов ракообразных в озере, но не единственный. Биотические факторы при соленостях ниже 120–160‰, вероятно, играют более важную роль.

Озеро используется различными видами куликов, в частности, краснокнижным ходулочником *Himantopus himantopus*, в качестве кормового полигона и места гнездования. Многие виды птиц отмечены на нем в периоды осенних и весенних перелетов. Следовательно, сохранение озера важно и для сохранения разнообразия птиц. Большинство видов ракообразных, встречающихся в озере, используются или могут использоваться в аквакультуре (живые корма для молоди рыб и креветок). Многие годы водоем используется в качестве международного научного полигона; на нем работали не только украинские ученые, но и специалисты из России, Великобритании, Италии, Швеции, Китая. Изучение биоты гиперсоленого озера Херсонесское вызывает огромный интерес, как с научной, так и с практической точек зрения – развитие новых биотехнологий и аквакультуры. Таким образом, сохранение его и рациональное использование является актуальной задачей. Учитывая то, что озеро находится вблизи границ заказника общегосударственного значения «Бухта Казачья», считаем целесообразным включение его в состав данного заказника.

ВЫВОДЫ

Озеро Херсонесское является местообитанием не менее 14 видов ракообразных, формируя таксоцен ракообразных, отличающийся от таксоценов других гиперсоленых озер Крыма. Несмотря на ряд исследований проведенных на озере,

обитающие в нем ракообразные все еще недостаточно изучены, и можно ожидать находки в нем новых видов. Не ясны еще и факторы, определяющие структуру и динамику таксоцены ракообразных. Озеро, несомненно, является уникальным природным объектом и требует дальнейшего изучения и сохранения. Авторы считают целесообразным включение озера в состав рядом расположенного заказника общегосударственного значения «Бухта Казачья».

Авторы благодарны всем, помогавшим проводить исследования, и прежде всего – Е. А. Галаговец (Батоговой) и О. Ю. Еремину.

Список литературы

1. Батогова Е. А., Герасимова О. В., Шадрин Н. В. Кладофоровые маты как уникальные сообщества гиперсоленых озер // Актуальні проблеми ботаніки та екології: Матер. Міжнарод. конф. молодих учених (м. Кременець, 11–15 серпня 2009 р.). – Тернопіль, 2009. – С. 17–18.
2. Влияние абиотических и биотических факторов на структурно-функциональную организацию экосистем соленых озер Крыма / [Балушкина Е. В., Голубков С. М., Голубков М. С. и др.] // Журн. общей биологии. – 2009. – Т. 70, № 6. – С. 504–514.
3. Драпун И. Е., Тамойкин И. Ю., Шадрин Н. В. Выделение комплексов видов на примере анализа таксоцены остракод Южной Атлантики // Биология моря. – 1991. – № 2. – С. 90–94.
4. Загородняя Ю. А., Батогова Е. А., Шадрин Н. В. Многолетние трансформации планктона в гипергалинном Бакальском озере (Украина, Крым) при колебаниях солености // Мор. экол. журн. 2008. – Т. 7, № 4. – С. 41–50.
5. Загородняя Ю.А., Шадрин Н.В. Кладоцера *Moina mongolica* – массовый вид в гиперсоленых озерах-лагунах Крымского полуострова // Мор. экол. журн. – 2004. – Т. 3, № 2. – С. 90.
6. Литвинчук Л.Ф., Шадрин Н.В., Бельмонте Дж. Зоопланктон Крымских гиперсоленых озер морского происхождения // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер.: біологія. – 2006. – № 2(29). – С. 74–76.
7. Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования/[ред. Ю.Н. Токарев, З.З. Финенко, Н.В. Шадрин]. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2008. – 454 с.
8. Павловская Т. М., Празукин А. В., Шадрин Н. В. Сезонные явления в сообществе инфузорий гиперсоленого озера Херсонесское (Крым) // Мор. экол. журн. – 2009. – Т. 8, № 2. – С. 53–63.
9. Структура и сезонная динамика фитокомпоненты биокосной системы морского гиперсоленого озера на мысе Херсонес (Крым) / [Празукин А.В., Бобкова А.Н., Евстигнеева И.В. и др.] // Мор. экол. журн. – 2008. – Т. 7, № 1. – С. 61–79.
10. Шадрин Н.В., Загородняя Ю.А., Батогова Е.А. Биоразнообразие гиперсоленых озер Крыма: проблемы изучения, сохранения и перспективы использования // Международная научно-практическая конференция «Биоразнообразие и устойчивое развитие». (Крым, Симферополь, 19 – 22 мая 2010 г.). – Симферополь, 2010. – С. 178 – 180.
11. Carrasco N.K., Perissinotto R. Development of a Halotolerant Community in the St. Lucia Estuary (South Africa) during a Hypersaline Phase // PloS ONE. – 2012. – Vol. 7(1): e29927. doi:10.1371/journal.pone.0029927
12. Fauna of hypersaline lakes of the Crimea (Ukraine) / [Belmonte G., Moscatello S., Batogova E. A. et al.] // Thalassia Salentina. – 2012. – Vol. 34. – P. 11–24.
13. Kolesnikova E. A., Mazlumyan S. A., Shadrin N. V. Seasonal dynamics of meiobenthos fauna from a salt lake of the Crimea (Ukraine) // Environmental Micropaleontology, Microbiology and Meiobenthology. EMMM'2008 (Dep. of Appl. Geology, Univ. of Madras, India, Febr. 17-25, 2008). – Chennai (India), 2008. – P. 155–158.
14. Moscatello S., Belmonte G. Egg banks in hypersaline lakes of the South-East Europe // Saline Systems. – 2009. – Vol. 5:3 [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.salinesystems.org/content/5/1/3>

15. Shadrin N.V. The Crimean hypersaline lakes: towards development of scientific basis of integrated sustainable management//13th World Lake Conference, Wuhan, China, 1–5 November, 2009 / N.V. Shadrin [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.ilec.or.jp/eg/wlc/wlc13/wlc13papers1.html>; http://wldb.ilec.or.jp/data/ilec/WLC13_Papers/S12/s12-1.pdf
16. Shadrin N., Anufriieva E., Galagovets E. Distribution and historical biogeography of *Artemia* leach, 1819 (Crustacea: Anostraca) in Ukraine / Int. J. *Artemia* Biology. – 2012. – Vol. 2, N 2. – P. 30–42 / N. Shadrin, E. Anufriieva, E. Galagovets [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://journal-artemiabiology.com>.
17. Zooplankton from coastal salt lakes of the Crimea (Ukraine) / [Litvinchuk L., Moscatello S., Belmonte G. et al.] // Rapp. Comm. Intern. Mer. Mediter. – 2007. – Vol. 38. – P. 530.

Ануфрієва О. В., Шадрін М. В. Різноманіття ракоподібних у гіперсолоному озері Херсонському (Крим) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 55–61.

Гіперсолоні водойми є одними з найбільш екстремальних місць існування, прикладом є озеро Херсонське – замкнута морська лагуна, що розташована в південно-західній частині Криму. Ракоподібні в озері – найбільш масова й різноманітна група тварин. 12-річні (2000–2012) дослідження показали наявність в озері 14 видів ракоподібних, з яких найбільш звичайними та масовими є представники Naupacticoidea і Ostracoda. Максимальна солоність, при якій представники ракоподібних мешкали в озері, – 290‰, при вищій за цю солоність були знайдені тільки їх сплячі стадії. Солоність є важливим, але не єдиним фактором, що визначає видову структуру таксоцену ракоподібних в озері. Біотичні відношення при солоності нижче 120–160‰, ймовірно, грають більш важливу роль. Враховуючи важливість і унікальність даної водойми, зроблено висновок про необхідність її подальшого вивчення та збереження, можливо, шляхом включення до складу поруч розташованого заказника загальнодержавного значення «Бухта Козача».

Ключові слова: гіперсолоні озера, ракоподібні, Крим.

Anufriieva E. V., Shadrin N. V. Crustacean diversity in hypersaline Chersoness Lake (Crimea) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 55–61.

Hypersaline water bodies are among the most extreme habitats on our planet. Hypersaline Chersonessk Lake – closed marine lagoon is an example of such habitat. It is located in SW part of the Crimea near Sevastopol. Crustacea are a most common and abundant group of animals in the lake. During 12-years study 14 species of Crustacea were found here. The highest salinity under which active Crustacea was found is 290‰. The salinity is a very important, but not single factor which influence on Crustacean taxon composition in the lake. Biotic relations play the more important role in forming of Crustacean taxocen structure under salinities below 120-160‰. Taking into account a natural importance and uniqueness of this water body we need to continue its study and protect, it's It is possible to include it in closely situated the National Nature Reserve «Bukhta Kazachya».

Key words: hypersaline lakes, Crustacea, Crimea.

УДК 595.762.12

СТРУКТУРА И ДИНАМИКА НАСЕЛЕНИЯ ЖУЖЕЛИЦ И ЧЕРНОТЕЛОК (COLEOPTERA: CARABIDAE, TENEBRIONIDAE) ПЕСЧАНОЙ СТЕПИ ЧЕРНОМОРСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА НАН УКРАИНЫ

Ниточко М. И.

Черноморский биосферный заповедник НАН Украины, Голая Пристань, taurica24@yandex.ru

Приведены результаты многолетних мониторинговых исследований населения жуужелиц и чернотелок аренных участков Черноморского биосферного заповедника НАН Украины за период 2003–2011 гг. Охарактеризованы особенности видового состава, структуры доминирования и многолетней динамики обилия жуужелиц и чернотелок песчаной степи заповедника.

Ключевые слова: жуужелицы, Carabidae, чернотелки, Tenebrionidae, структура населения, многолетняя динамика активности, Черноморский биосферный заповедник.

ВВЕДЕНИЕ

Многолетние стационарные наблюдения за природными комплексами, их абиотическими и биотическими компонентами, по программе «Летописи природы» являются одной из основных отличительных и уникальных черт научных исследований в заповедниках. Во многих заповедниках накоплены ряды наблюдений за динамикой растительности и отдельных групп животного населения за период более чем 50 лет. Однако, примеров организации полноценных долговременных стационарных исследований за сообществами беспозвоночных животных на заповедных территориях очень немного. На сегодня, к подобным исследованиям с наиболее продолжительными ежегодными и непрерывными наблюдениями по единой стандартизированной методике, из известных нам, относятся исследования карабидокомплексов в Центрально-Черноземном государственном биосферном природном заповеднике им. проф. В. В. Алехина (Россия) на протяжении почти 30 лет [2]. Полученные результаты, как отмечает автор [1], дают возможность получения статистически достоверных результатов анализа, практически недостижимых при кратковременных исследованиях, позволяют выявить основные закономерности функционирования сообществ жуужелиц во времени, кроме того, анализ результатов многолетних наблюдений переводит домыслы об изменениях среды в область реальных оценок и, соответственно, может существенно корректировать принятие важных практических решений в области охраны природы.

Аналогичных по длительности исследований какой-либо группы беспозвоночных на заповедных территориях Украины не проводили. Хотя попытки организации мониторинга, в большинстве случаев напочвенного (герпетобионтного) комплекса беспозвоночных, в частности населения жуужелиц

(Coleoptera: Carabidae), разными отечественными исследователями предпринимались неоднократно [4, 10, 11], в том числе и в Черноморском биосферном заповеднике НАН Украины (далее, ЧБЗ) [3, 7, 8, 9]. Первые мониторинговые исследования герпетобионтов ЧБЗ, к сожалению, были непродолжительными (1985–1990 гг.) и охватывали только один из аренных участков заповедника. С 2003 г. были возобновлены многолетние исследования герпетобионтного населения, которые стали охватывать все материковые участки ЧБЗ. В данном сообщении, на примере двух семейств, жужелиц (Carabidae) и чернотелок (Tenebrionidae), преобладающих по обилию среди напочвенных жуков, обобщены данные современных ежегодных мониторинговых исследований герпетобионтного населения песчаной степи аренных участков ЧБЗ за девятилетний (с 2003 по 2011 гг.) период.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В основу данной работы положены авторские материалы исследований герпетобионтного населения песчаной степи аренных участков ЧБЗ. Мониторинг населения жужелиц и чернотелок проводился в течение 2003–2011 гг. на модельных полигонах в соответствии со структурой системы мониторинга напочвенных беспозвоночных ЧБЗ [9].

Район исследований. Аренные участки ЧБЗ расположены на Ивановской (Ивано-Рыбальчанский участок, далее ИР) и Кинбурнской (Соленоозерный участок, далее СО) аренах – в западной части массива Нижнеднепровских песков в сухостепной зоне. На этих территориях сформировался псаммоморфно-эоловый геокмплеск аллювиально-террасовой равнины с колками. Эти комплексы не имеют существенного распространения в границах евроазиатских сухих степей и сконцентрированы в низовьях Днепра [5]. На аренных участках заповедника урочища эоловых холмов, которые представлены биогеоценозами песчаной степи, чередуются с урочищами дефляционных понижений. Песчаная степь занимает около 80 % территории аренных участков заповедника и является фоном для других типов растительности. На момент проведения исследований значительные площади песчаной степи занимали фитоценозы с доминированием полыни Маршалла *Artemisia marschalliana* Spreng., содоминантами по большей части являлись келерия песчаная *Koeleria sabuletorum* (Domin) Klokov, житняк Лавренко *Agropyron lavrenkoanum* Prokud. или типчак Беккера *Festuca beckeri* (Hack.) Trautv. Особенностью целинной псаммофитной степи является развитый мохово-лишайниковый покров, плотность которого колеблется в пределах 30–60 %. Климат в регионе засушливый с существенными межгодовыми колебаниями осадков и неравномерным их распределением по сезонам. В качестве показателя увлажненности территории за вегетационный период использовали гидротермический коэффициент, который рассчитывали по формуле (формула 1):

$$K = 10R_{\text{эф}} / \Sigma t_{\text{эф}}, \quad (1)$$

где: K – гидротермический коэффициент; $R_{\text{эф}}$ – годовая сумма осадков за период эффективности (то есть за период со среднесуточными температурами 10°C и

выше), мм; $\Sigma t_{эф}$ – сумма эффективных температур (то есть годовая сумма значений среднесуточных температур равных или превышающих 10°C), °С.

Методы. Для анализа использованы данные учетов жуужелиц и чернотелок, которые собраны с использованием почвенных пластиковых ловушек с фиксирующей жидкостью, размещенных в несколько линий по 5 ловушек в линию через каждые 10 м. Метод почвенных ловушек нашел очень широкое применение при изучении населения герпетобионтных беспозвоночных, особенно его структуры. Основным недостатком данного метода является получение не абсолютных, а относительных данных о численности видов, которые прямо зависят не только от плотности популяции, но и от активности беспозвоночных. Поэтому данные, полученные методом почвенных ловушек, отражают динамическую плотность (далее – ДП) герпетобионтного населения (уловистость, активность, обилие (в смысле учтенного количества особей на единицу пробы)) – количество особей, которые пересекают за единицу времени линию длиной равную диаметру ловушки; и в данной работе выражаются в единицах экз./100 ловушко-суток (сокращенно по тексту экз./100 л.-с.).

Постоянство участия видов в формировании населения жуужелиц и чернотелок песчаной степи ЧБЗ за период исследований охарактеризовано по их константности (процент количества лет, когда вид регистрировался в сборах, от общего количества лет наблюдений) [10].

При анализе структуры доминирования использовали следующую шкалу: к эудоминантам относятся виды, доля которых от общего количества учтенных особей составляет > 10 % (**ED**), к доминантам – 5–10 % (**D**), к субдоминантам – 1–5 % (**SD**), к рецедентам – 0,5–1 % (**R**) и к субрецедентам – < 0,5 % (**SR**).

Таксономия жуужелиц принята по «A Checklist of the Ground-Beetles of Russia and Adjacent Lands (Insecta, Coleoptera, Carabidae)» [13]. Для определения и составления списков тенебрионид использовали монографию по чернотелкам Украины [12].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сообщества жуужелиц песчаной степи аренных участков ЧБЗ. Характер населения жуужелиц и чернотелок песчаной степи аренных участков заповедника, уровень их видового разнообразия определяются аридностью условий данного биотопа и эдафическими особенностями песков. В первую очередь это проявляется в сравнительно низком видовом разнообразии жуужелиц, но со специфичным и своеобразным видовым составом [6, 14], – здесь преобладают типичные виды-псаммофилы обитатели степей и пустынь. Именно к данному биотопу приурочены узколокальный эндемичный вид Олешковских песков – *Cicindela nordmanni* Chd. и субэндемик Украины *Cymindis medvedevi* Kryzh. et Emetz. Кроме того, на сегодня песчаная степь заповедника в пределах Украины является рефугиумом обитания жуужелицы *Carabus bessarabicus* F.-W., занесенной в Красную книгу Украины (рис. 1).

С 2003 года в песчаной степи ИР участка из 24 зарегистрированных здесь видов жуужелиц (табл. 1), основу карабидонаселения составили только 7 видов (табл. 1, рис. 2). Для 6 из них за годы исследований была отмечена стабильная биотопическая

приуроченность к данному биотопу. Эти виды, кроме *C. medvedevi* (вид с позднелетним пиком активности), являются фоновыми для весенне-раннелетнего населения жуужелиц песчаной степи. Их удельное обилие в составе карабидофауны данного биотопа по суммарным показателям их уловистости за весь период исследований составило 87,1% от суммарной динамической плотности всех жуужелиц биотопа.



Рис. 1. *Carabus bessarabicus* Fischer von Waldheim, 1823 в песчаной степи Черноморского биосферного заповедника НАН Украины. Фото Ю. О. Москаленко

Ежегодно в песчаной степи регистрировали от 5 до 12 видов жуужелиц (табл. 1). Показатели их суммарного обилия изменялись в достаточно широких пределах (рис. 2). Так, за период исследований соотношение минимальных (2005 г.) и максимальных (2010 г.) величин суммарной динамической плотности карабид песчаной степи составило 1:3,34. Следует отметить, что за рассматриваемый период исследований суммарная ДП жуужелиц песчаной степи при максимальном видовом разнообразии жуужелиц (2006 г.) была близкой к минимальному экстремуму ДП, а именно, была в 1,82 раз ниже среднееголетнего показателя (61,6 экз./100 л.-с.). В то же время, при минимальном видовом разнообразии в 2003 г. была зарегистрирована ДП жуужелиц в 1,31 раз выше среднееголетнего.

Только для двух видов константность участия в формировании карабидонаселения песчаной степи составила 100% (табл. 1). Среди остальных 22 выявленных видов жуужелиц рассматриваемого биотопа с константностью ниже 50% встречались 19 видов, и соответственно, с константностью выше 50% – 5 видов.

Таблица 1

Структура карабидонаселения песчаной степи Ивано-Рыбальчанского участка

Виды	Константность вида, %	Годы									Среднеголетняя ДП, экз./100 л.-с.
		2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
		Статус вида в структуре доминирования									
<i>Cicindela nordmanni</i> Chaudoir, 1848	100	ED	ED	ED	ED	SD	ED	ED	ED	ED	27,6
<i>Cicindela littoralis nemoralis</i> Olivier, 1790	11	-	-	-	-	-	-	-	-	SD	3,6
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	11	-	-	-	-	-	SD	-	-	-	0,4
<i>Carabus bessarabicus</i> Fischer von Waldheim, 1823	89	-	ED	R	ED	ED	ED	ED	D	ED	12,1
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	0,7
<i>Calathus ambiguus</i> (Paykull, 1790)	78	SD	D	D	D	-	ED	-	R	SD	2,8
<i>Calathus melanocephalus</i> (Linnaeus, 1758)	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	0,8
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	22	-	SD	-	-	-	-	-	-	-	1,0
<i>Dixus eremita</i> (Dejean, 1825)	11	-	-	-	-	-	-	-	-	SD	0,9
<i>Ophonus griseus</i> (Panzer, 1797)	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	0,8
<i>Harpalus brachypus</i> Stev.	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	0,8
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)	33	-	SD	D	-	-	SD	-	-	-	1,1
<i>Harpalus smaragdinus</i> (Duftschmid, 1812)	11	-	-	-	-	-	SD	-	-	-	0,4
<i>Harpalus tenebrosus</i> (Dejean, 1829)	11	-	R	-	-	-	-	-	-	-	0,7
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	33	-	R	R	-	R	-	-	-	-	0,5
<i>Harpalus servus</i> (Duftschmid, 1812)	78	-	D	SD	SD	ED	D	D	D	-	4,6
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	22	-	-	R	-	-	SD	-	-	-	0,4
<i>Harpalus modestus</i> Dejean, 1829	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	1,5
<i>Harpalus calathoides</i> Motschulsky, 1844	11	-	-	-	SD	-	-	-	-	-	0,8
<i>Harpalus pumilus</i> Sturm, 1818	100	SD	D	ED	ED	ED	SD	ED	SD	SD	6,5
<i>Stenolophus</i> sp.	11	-	-	SD	-	-	-	-	-	-	0,6
<i>Corsyra fusula</i> (Steven in Dejean, 1825)	89	SD	SD	ED	ED	ED	SD	ED	R	-	6,5
<i>Microlestes minutulus</i> Goeze, 1777	11	-	-	-	-	-	-	-	R	-	0,6
<i>Cymindis medvedevi</i> Kryzhanovskij et Emetz, 1973	78	D	D	D	-	SD	SD	D	-	SD	3,8
Всего видов	24	5	11	11	12	7	11	7	7	7	
Суммарная ДП, экз./100 л.-с.		80,7	87,5	29,8	33,9	75,3	32,9	50,1	99,4	64,5	61,6

Основной особенностью структуры доминирования карабидонаселения в песчаной степи является ее непостоянство: ежегодно происходит смена видов-доминантов в связи с большой амплитудой флуктуаций их обилия и в зависимости от периодичности наступления фазы роста или спада ДП этих видов. За рассматриваемый период наблюдений наиболее часто в качестве вида-эудоминанта был отмечен *C. nordmanni*. Причем такая ситуация наблюдалась как в периоды с минимальными показателями общей ДП жуужелиц в биотопе (2005, 2006, 2008 гг.), так и в некоторые годы с максимальной суммарной ДП карабид (рис. 2). В отдельные годы с максимальными значениями уловистости карабид в роли эудоминантов, удельное обилие которых составило более трети карабидонаселения, выступали *C. bessarabicus* – в 2004 г. и *Corsyra fusula* F.-W. – в 2007 г.

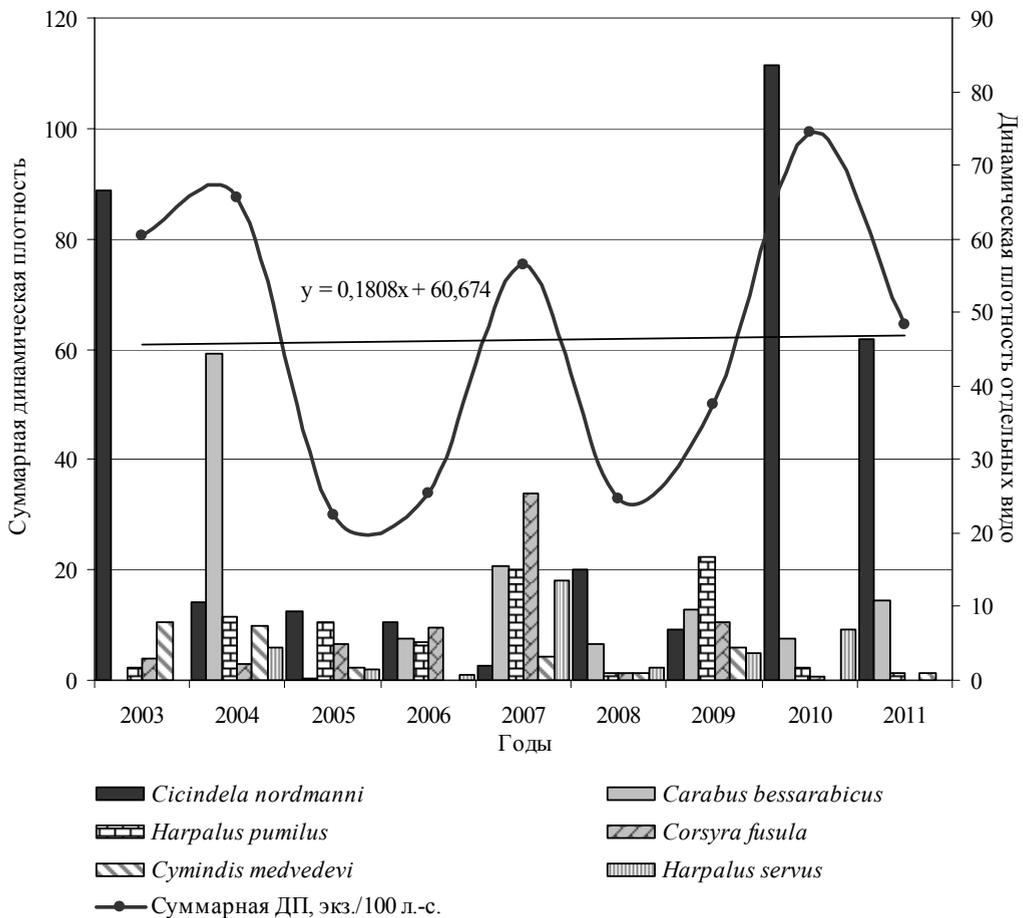


Рис. 2. Многолетняя динамика обилия жуужелиц песчаной степи Ивано-Рыбальчанского участка, ДП (экз./100 л.-с.)

За девятилетний период исследований наблюдали три подъема показателей уловистости жужелиц песчаной степи выше среднемноголетних с периодичностью раз в три года, а также два спада значений суммарной ДП карабид ниже среднемноголетних данных, продолжительность которых составила два года. В годы роста общей активности жужелиц максимальные значения ДП были обусловлены высокими показателями уловистости разных видов: в 2003 г. и 2010 г. – *C. nordmanni*, в 2004 г. – *C. bessarabicus*, в 2007 г. – в основном за счет особей *C. fusula*.

Характер динамики уловистости группы доминирующих видов жужелиц песчаной степи для каждого отдельного вида весьма индивидуален. Однако, можно вычлениить две группы видов по тенденции многолетних изменений показателей ДП. К первой группе относятся *C. nordmanni* и *Harpalus servus* (Duft.) с трендом увеличения уловистости за период исследований. В состав второй группы видов жужелиц с трендом уменьшения их уловистости вошли *C. bessarabicus*, *C. medvedevi*, *C. fusula* и *Harpalus pumilus* Sturm.

В разрезе сравнения особенностей населения жужелиц песчаной степи по отдельным аренным участкам заповедника есть достаточно существенные отличия. На СО участке видовое разнообразие на 5 видов ниже, чем на ИР участке, средняя численность в 1,9 раз меньше. Ядро карабидонаселения СО участка приходится только на 3 вида. Два из которых – *H. pumilus* и *C. bessarabicus* – участвуют в формировании основы фауны жужелиц как на ИР участке, так и на СО участке. А третий – *H. servus* в качестве вида-эудоминанта характерен только для СО участка, где его доля составляет почти четверть населения жужелиц песчаной степи, а на ИР участке его удельное обилие в среднем за годы наблюдений составило 7,07 % и не превышало 18,1 % от суммарной ДП. В структуре доминирования по годам на СО участке характерно чередование смены «лидерства» между *H. pumilus* и *C. bessarabicus*, первый количественно преобладал в период 2005–2007 гг., а второй – в 2008 и 2009 гг.

Сообщества чернотелок песчаной степи аренных участков ЧБЗ. За период с 2005 года по 2009 год в песчаной степи аренных участков заповедника было выявлено 13 видов чернотелок из 11 родов (в том числе 12 видов из 10 родов на ИР участке и 10 видов из 8 родов – на СО, из них общих для обоих участков видов – 9, родов – 7). В целом для тенебрионид характерны низкое видовое разнообразие и низкий уровень видового богатства родов (1,18 видов на род).

Доля (средняя за пятилетний период наблюдений) тенебрионид от суммарной ДП напочвенных жуков составила 30,9 % (на ИР участке – 28,3 %, на СО – 33,5 %). Средние показатели ДП чернотелок на ИР участке несколько выше (в 1,05 раз), чем на СО. За анализируемый период ДП чернотелок на СО участке отмечена выше, чем на ИР, только в 2005 и 2009 гг. (примерно в 1,5 раз). Динамика численности тенебрионид на каждом из участков практически не отличается (рис. 3). С 2005 года до 2007 года происходило постепенное увеличение численности чернотелок на обоих участках, на ИР отмечено более интенсивное нарастание численности. После 2007 года синхронно на двух участках зарегистрирован резкий подъем показателей ДП в 2008 году, с последующим падением численности. Но степень сокращения ДП

на каждом из участков была разной: на ИР снизилась в 3 раза до показателей ниже среднееголетней, а на СО – в 1,4 раза до показателей выше среднееголетней.

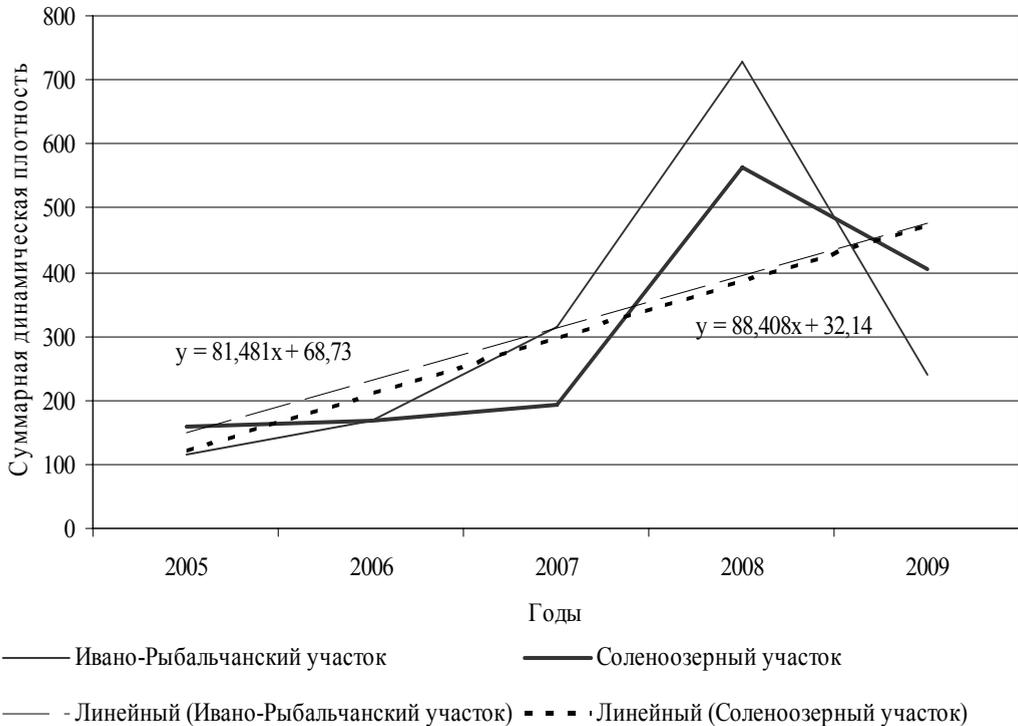


Рис. 3. Динамика обилия чернотелок на аренных участках Черноморского биосферного заповедника в 2005–2009 гг., ДП (экз./100 л.-с.)

Основная часть жуков-чернотелок исследуемых территорий (82 % от всех учтенных особей) концентрируется в биотопах степи (58 % от всех учтенных особей). Основу населения тенебрионид песчаных арен составляют 4 вида: *Pimelia subglobosa* (Pallas, 1781) (ксерофил), *Tentyria nomas taurica* Tauscher, 1812 (ксерофил) и виды рода *Blaps* Fabricius, 1775 (*Blaps halophila* Fischer-Waldheim и *Blaps lethifera* Marsham, 1802 – ксеромезофилы). В структуре доминирования на ИР участке (рис. 4) ежегодно наблюдали перестройку. За весь период исследований в роли вида-эудоминанта, с удельным обилием более 35 %, наблюдали *P. subglobosa*, кроме 2009 г., когда доля этого вида в населении чернотелок составила только 16,35 % и его позиция отодвинулась на 3-е место после видов рода *Blaps* и *Anatolica abbreviata* (Gebler, 1830). 2010 г. стал годом массового размножения *P. subglobosa*, когда ДП вида увеличилась в 6,8 раз по сравнению с 2009 г. Среди чернотелок доля вида составила 90,8 %, а среди всех насекомых биотопа песчаной степи – 73,8 %. Наряду с *P. subglobosa* в разные годы с 2005 по 2008 гг. содоминировали разные

виды: в 2005 г. – *Anatolica eremita* (Steven, 1829), в 2006 г. – *T. nomas taurica*, в 2007 г. – *Pedinus cimmerius znoicoi* G. Medvedev, 1968, в 2008 г. – *An. abbreviata*. Соотношение видов в населении чернотелок степных биотопов ИР участка принципиально не изменилось в сравнении с описанным ранее по данным 2003–2004 гг. [7], но существенно отличается от структуры населения тенебрионид, описанной в конце 80-х годов XX ст. [3]: в песчаной степи доминантами выступали виды рода *Anatolica* Eschscoltz, 1831 и *P. cimmerius znoicoi*. Последний в 1988 р. даже играл роль супердоминанта (в современных сборах его доля не превышала 3,2 %). В тоже время по показателям численности *P. subglobosa* в степных биотопах занимал в списке доминантов всего лишь третье место и не выступал видом-эудоминантом.

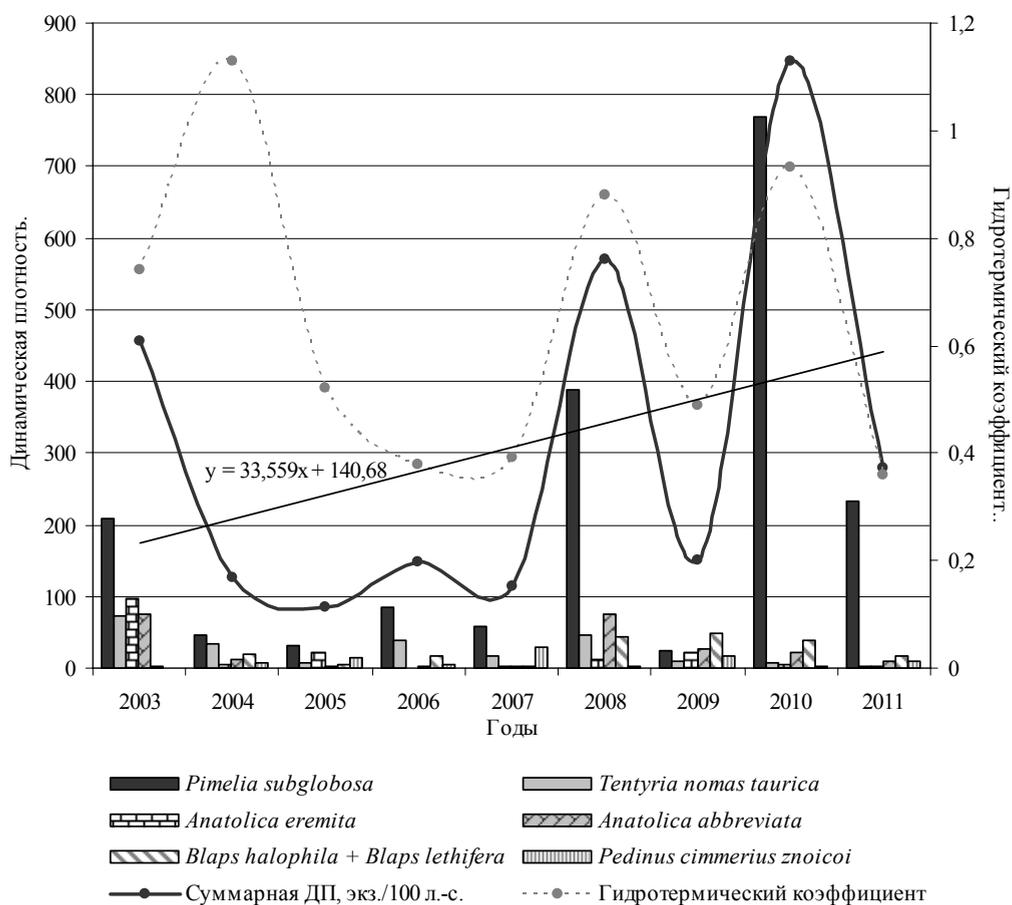


Рис. 4. Динамика активности чернотелок песчаной степи Ивано-Рыбальчанского участка, ДП (экз./100 л.-с.)

За девятилетний период исследований уловистость чернотелок песчаной степи ИР участка превышала среднемноголетние показатели (308,5 экз./100 л.-с.) трижды: в 2003 г., 2008 г. и 2010 г.; с 2004 г. на протяжении 4-х летнего периода суммарная уловистость тенебрионид была более чем в 2 раза ниже среднемноголетней ДП. В годы роста общей активности чернотелок максимальные значения их ДП были обусловлены высокими показателями уловистости *P. subglobosa*. Следует отметить, что обилие чернотелок тесно взаимосвязано с режимом увлажнения сезона (рис. 4): в сезоны с гидротермическим коэффициентом выше среднемноголетних показателей (для региона заповедника – 0,6) наблюдается рост обилия чернотелок, а в сезоны со значениями коэффициента ниже среднемноголетних – ДП тенебрионид снижается. В то же время, есть основания полагать, что те сезоны, в которые метеорологические условия складываются таким образом, что гидротермический коэффициент достигает значений выше 1,0, являются неблагоприятными для размножения чернотелок. Так, в 2004 г. наблюдали существенное снижение ДП чернотелок (в 3,6 раз по сравнению с суммарной ДП в 2003 г.) при экстремально высоком для региона значении гидротермического коэффициента (1,13). Выдвинутое предположение безусловно требует подтверждения, которое может быть получено только в результате дальнейшего многолетнего мониторинга населения герпетобионтных жуков заповедника.

В результате анализа тенденций многолетних изменений показателей ДП ведущих видов чернотелок песчаной степи к группе видов с трендом увеличения их уловистости за период исследований были отнесены *P. subglobosa*, 2 вида рода *Blaps*. Соответственно, у *T. nomas taurica*, *P. cimmerius znoicoi* и видов рода *Anatolica* наблюдали тренд уменьшения их уловистости.

На СО участке в структуре доминирования жуков-чернотелок за наблюдаемый период сохранялась стабильная картина: вид-доминант *P. subglobosa*, содоминант – *T. nomas taurica*. Одной из особенностей населения чернотелок СО участка является низкая уловистость видов рода *Anatolica*, показатели ДП этих видов были на порядок ниже таковых на ИР участке.

ВЫВОДЫ

В песчаной степи аренных участков заповедника за период исследований было обнаружено 24 вида жужелиц и 13 видов чернотелок. Основу населения карабид и тенебрионид песчаной степи составили типичные виды-псаммофилы обитатели степей и пустынь. К данному биотопу аренных участков заповедника приурочены узколокальный эндемичный вид Олешковских песков – *C. nordmanni* и субэндемик Украины *C. medvedevi*, а также редкий степной целинный понтический вид, численность которого в Украине резко уменьшается, – *C. bessarubicus*.

Флуктуации динамической плотности массовых видов жужелиц и чернотелок, населяющих биотопы песчаной степи аренных участков заповедника, лежат в достаточно широких пределах, особенно ярко это явление характерно для динамики уловистости *P. subglobosa*. Массовое размножение данного вида происходит в благоприятные периоды сочетания термо- и гидрорежима почвы.

В целом, специфика условий обитания, связанная с засушливым характером климата с существенными межгодовыми колебаниями осадков, неравномерным их распределением по сезонам и эдафическими особенностями песков, накладывает свой «отпечаток» на характер структуры и динамики населения герпетобионтных жуков. Наиболее ярко это проявляется в нестабильности структуры доминирования видов и скачкообразном характере динамики численности ряда видов. Причем, население жуков песчаной степи СО участка, отличается несколько упрощенным, но более стабильным характером структуры и выровненной динамикой, скорее всего в силу геоморфологических особенностей этого участка, в частности его пограничного расположения с Ягорлыцким заливом, и более мягким гидрологическим режимом почвы.

Список литературы

1. Гречаниченко Т. Э. Структура и динамика эколого-фаунистических комплексов жужелиц (Coleoptera, Carabidae) основных ландшафтов центральной лесостепи: автореферат дис... канд. биол. наук / Т. Э. Гречаниченко; Воронеж. гос. ун-т. – Воронеж, 2001. – 18 с.
2. Гречаниченко Т. Э. Многолетняя динамика активности и биотопическое распределение жужелиц рода *Carabus* (L.) в Центрально-Черноземном заповеднике / Т. Э. Гречаниченко // Вісті Біосферного зап. «Асканія-Нова». – 2003. – Т. 5. – С. 158–166.
3. Зелинская Л. М. Состав и структура комплексов напочвенных беспозвоночных в основных биотопах Ивано-Рыбальчанского участка Черноморского заповедника / Л. М. Зелинская // Природные комплексы Черноморского государственного биосферного заповедника. – Киев: Наук. думка, 1992. – С. 91–99.
4. Кириченко М. Б. Жужелицы Придонцовской поймы Луганского природного заповедника / М. Б. Кириченко, В. П. Форощук, П. Н. Шешурак // Роль природно-заповідних територій у підтриманні біорізноманіття: Конференція, присвячена 80-річчю Канівського природного заповідника, м. Канів, 9-11 вересня 2003 р.: матер. – Канів, 2003. – С. 219–221.
5. Кривульченко А. І. Сухі степи Причорномор'я та Приазов'я: ландшафти, галогеохімія ґрунто-підґрунтя. – К.: Гідромакс, 2005. – 345 с.
6. Медведев С. И. Жесткокрылые – Coleoptera / С. И. Медведев [ред. Е. Н. Павловский и Б. С. Виноградов]. – Л., 1950. – (Животный мир СССР) Т. 3. Зона степей. – С. 294–347.
7. Ніточко М. І. Чорнотілки (Coleoptera, Tenebrionidae) як характерний елемент герпетобіонтної мезофауни Черноморського біосферного заповідника / М. І. Ніточко // Сучасні проблеми зоологічної науки: Всеукраїнська наукова конференція «Наукові читання, присвячені 170-річчю заснування кафедри зоології та 100-річчю з дня народження професора О. Б. Кістяківського» м. Київ – м. Канів, 16-18 вересня 2004 р.: матер. – К.: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2004. – С. 132–134.
8. Ніточко М. И. Карабидофауна (Coleoptera, Carabidae) песчаной степи Черноморского биосферного заповедника / М. И. Ніточко // VII з'їзд Українського ентомологічного товариства: 14-18 вересня 2007 р.: тези доповідей. – Ніжин, 2007. – С. 98.
9. Ніточко М. И. Опыт и перспективы мониторинговых исследований герпетобия природных экосистем Нижнего Приднепровья / М. И. Ніточко // Значення та перспективи стаціонарних досліджень для збереження біорізноманіття: Міжнародна наукова конференція, присвячена 50-річчю функціонування високогірного біологічного стаціонару «Пожижевська», Львів-Пожижевська, 23-27 вересня 2008 р.: матер. – Львів, 2008. – С. 304–305.
10. Різун В. Б. Моніторинг угруповання жуків-турунів (Coleoptera: Carabidae) природного заповідника «Розточчя» / В. Б. Різун // Известия Харьковского энтомологического общества. – 2007 (2008). – Т. XV, вып. 1–2. – С. 62–67.
11. Хоменко В. Н. Карабидофауна (Coleoptera, Carabidae) заповідника Асканія-Нова: структура і тенденції змінення / В. Н. Хоменко, Е. Г. Вакаренко // Вестник зоології. – 1993. – № 5. – С. 26–35.

12. Черней Л. С. Жуки-чернотелки (Coleoptera, Tenebrionidae) / Л. С. Черней. – Киев: Наукова думка, 2005. – (Фауна Украины) Т. 19, вып. 10. – 430 с.
13. Kryzhanovskij O. L. A Checklist of the Ground-Beetles of Russia and Adjacent Lands (Insecta, Coleoptera, Carabidae) / O. L. Kryzhanovskij, I. A. Belousov, I. I. Kabak at all. [Editor: Dr. S. I. Golovatch]. – Sofia-Moscow: Pensoft Publishers, 1995. – 271 p.
14. Putchkov Al. Ground beetles of the Ukraine (Coleoptera, Carabidae) / Alexander Putchkov // ZooKeys. – 2011. – N 100. – С. 503–515.

Ніточко М. І. Структура і динаміка населення турунів і чорнотілок (Coleoptera: Carabidae, Tenebrionidae) піщаного степу Чорноморського біосферного заповідника НАН України // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 62–73.

Наведені результати багаторічних моніторингових досліджень населення турунів і чорнотілок аренних ділянок Чорноморського біосферного заповідника НАН України за період 2003–2011 рр. Охарактеризовані особливості видового складу, структури домінування та багаторічної динаміки багатства турунів і чорнотілок піщаного степу заповідника.

Ключові слова: туруни, Carabidae, чорнотілки, Tenebrionidae, структура населення, багаторічна динаміка активності, Чорноморський біосферний заповідник.

Nitochko M. I. Structure and dynamic of population of ground beetles and tenebrionid beetles (Coleoptera: Carabidae, Tenebrionidae) of sand steppe of Black Sea Biosphere Reserve NAS of Ukraine // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 62–73.

The article reports the results of long-term monitoring studies of population of ground beetles and tenebrionid beetles in the arena's subdistricts of Black Sea Biosphere Reserve NAS of Ukraine for the period 2003–2011 years. Species composition of ground beetles and darkling beetles, structure of its dominance and long-term dynamics of the abundance on a sand steppe of Reserve are described.

Key words: ground beetles, Carabidae, darkling (tenebrionid) beetles, Tenebrionidae, structure of the population, long-term dynamic of the activity, Black Sea Biosphere Reserve.

УДК 574.9:591.551(262:5)

МАКРОЗООБЕНТОС СКАЛ АКВАТОРИИ КАРАДАГСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ КРЫМ)

Ковалева М. А.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
kovalmargarita@mail.ru*

В данном сообщении приведены результаты исследований макробентоса скал Карадагского природного заповедника в диапазоне глубин 0–12 м.

Ключевые слова: макрозообентос, биоразнообразие, твердый субстрат, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Естественные твердые субстраты занимают значительную часть Крымского побережья. Однако в отличие от рыхлых грунтов и зарослей макрофитов, они изучены гораздо слабее и менее систематизировано. Первые основательные данные о макрозообентосе скал и каменистых россыпей акватории Карадагского природного заповедника мы находим в работах И. В. Шаронова, выполненных в 1938–40 гг. [5], а затем – И. А. Синегуба, 1976–78 гг. [4]. Наше исследование проведено с целью получения современных данных о состоянии макробентоса естественных твердых субстратов Карадага.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В статье анализируются данные летних сборов эпифитона 2009 г. со скал в акватории Карадагского заповедника. Пробы отобраны водолазом на глубине 0–12 м с помощью бентосной рамки площадью захвата 0,04 и 0,06 м². Рамка представляла собой металлический каркас, обшитый мельничным газом с диаметром ячеек 0,5 мм. На каждом участке, на различных глубинах взято по 2 пробы за исключением 0 м северо-западной экспозиции Золотых ворот, откуда была получена 1 проба. Всего отобрано 37 проб. Затем они промыты через сито 0,5 мм и зафиксированы 4-х процентным раствором формальдегида.

В лаборатории под бинокулярным микроскопом проводился разбор проб. До вида определены представители основных систематических групп макрофауны. Выполнен анализ состава макрофауны скального биотопа. При описании количественного развития фауны использованы стандартные показатели количественного развития: численность (N) – экз./м², биомасса (B) – г/м², встречаемость – %.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Всего идентифицировано 65 видов гидробионтов. Наиболее полно представлена группа ракообразных – 34 вида (51% общего количества видов), многощетинковых червей – 16 видов (27%), моллюсков – 15 видов (22%).

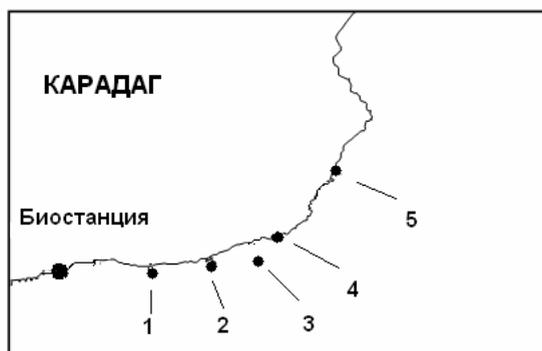


Рис. 1. Карта-схема бентосных станций и разрезов, выполненных в акватории КаПриЗ в июне 2009 г. 1–5 – разрезы: 1 – Кузьмичев камень, 2 – ск. Иван-разбойник, 3 – ск. Золотые ворота, 4 – ск. Маяк, 5 – Сердоликовая бухта

Самой многочисленной группой макрозообентоса являются моллюски – 84% общей численности. Обнаружено 3 вида двустворчатых моллюсков, 2 вида хитонов (*Lepidochitona cinerea* и *Acanthochitona fascicularis*) и 10 видов гастропод. *Mytilaster lineatus* доминирует по численности (средняя численность – 2613 экз./м⁻²) и по биомассе (средняя биомасса – 904 г/м⁻²) на всем полигоне. Высокое количественное развитие этого вида позволяет выделить на скалах в районе Карадага сообщество *M. lineatus*. Популяция *Mytilus galloprovincialis* малочисленна по всему району сбора проб. Максимальная численность и биомасса митилястера зарегистрирована на ск. Золотые ворота на гл. 0–5 м. Обнаружено 11 видов Gastropoda, относящихся к 8 родам. Родовой коэффициент Жаккара составил 73%. На восточной экспозиции Золотых ворот отмечено максимальное число видов (8), в достаточно большом количестве обнаружена *Odostomia eulimoides* – малочисленная в других биотопах. На ск. Кузьмичев камень встречена молодежь рапаны (*Rapana venosa*). По типу питания преобладают фитофаги (5 видов – 45% от общего числа). Также представлены хищники, падальщики, эктопаразит и вид, имеющий смешанное питание: детрито- и фитофаг. В целом, по численности преобладает *Rissoa splendida* (средняя численность – 312 экз./м⁻²), по биомассе – *Tricolia pullus* (средняя биомасса – 3,15 г/м⁻²).

Полихеты составили 2% от общей численности. Наибольшее число видов полихет отмечено на восточной экспозиции Золотых ворот. Обнаружены единичные экземпляры редких видов полихет – *Haplosyllis spongicola* и *Namanereis pontica*. На скале Кузьмичев камень зарегистрировано наименьшее количество видов. На скале Иван Разбойник на глубине 6 м был обнаружен единичный экземпляр *Haplosyllis spongicola*, который обычно обитает в обрастаниях камней среди мелких мидий и водорослей и встречается редко. Полихета *Namanereis pontica* найдена только в районе Золотых ворот в единичном экземпляре на глубине 0 м. Данный вид интересен тем, что в течение длительного времени не был зарегистрирован вдоль крымского побережья. М. И. Киселева связывала его отсутствие с загрязнением

прибрежных участков. Но в настоящее время *N. pontica* был отмечен в прибрежных зонах Черного и Средиземного морей [2, 3]. По типу питания, 36% встреченных полихет – фитофаги, представлены хищники, падальщики, и виды, имеющие смешанное питание: детрито- и фитофаги.

Ракообразные составили 14% от общей численности. Следует отметить, что в ранжированном ряду амфипод многочисленными являются представители рода *Huyle* и *Amphithoe ramondi*, виды, обитающие преимущественно среди водорослей и питающиеся тканями макрофитов и обрастающими их микрофитами. Наибольшее количество видов выявлено в перифитоне скалы Маяк (28). Наибольшим видовым богатством характеризуется отряд Amphipoda, к которому относятся более 60% видов высших ракообразных выявленных в исследуемом районе. Список амфипод, обитающих на скалах в акватории Карадага, опубликованный Синегубом дополнен нами еще 8 видами. Десятиногие раки наиболее полно представлены на скале Маяк (5 видов) и Иван Разбойник (4 вида). Выявлено, что в бентосных пробах 2009 г. не обнаружены *Hippolyte longirostris* и *Palaemon elegans*, найденные в 70-х годах XX века. Однако остальные виды Decapoda, отсутствующие в пробах 2009 г., отмечены нами визуально. Важно также отметить присутствие в районе скал *Clibanarius erythropus* в значительном количестве экземпляров. Этот вид не был представлен в списке макрофауны скал Карадага по результатам бентосных съемок 1976–1978 гг.

Из других Artropoda обнаружены Pantopoda *Tanystylum conirostre*, Halacarida и Chironomida.

Анализ структуры сообщества показал, что группу характерных (встречаемость 25–50%) составляют 14 видов, остальные 44 вида являются редкими (встречаемость менее 25 %). В целом, доля руководящих видов в сообществе – 10 %, характерных – 22 %, редких – 68 % (рис. 2).

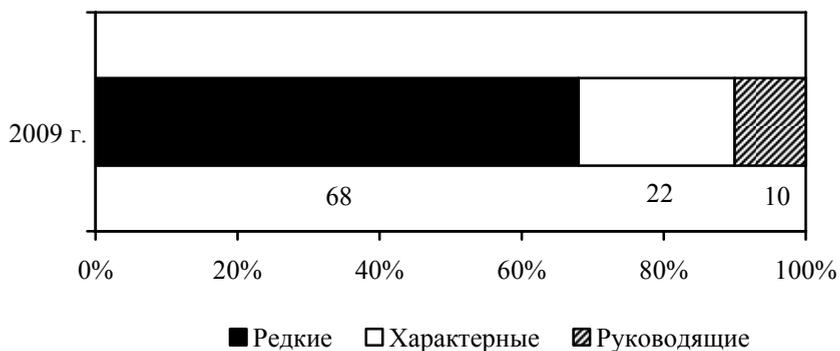


Рис. 2. Структура сообщества макрозообентоса скал Карадага

Съемка 2009 г. осуществлена по методике аналогичной той, что пользовался И. А. Синегуб, но на глубинах 0–12 м (табл.1). Поэтому для сравнительного анализа использованы материалы, собранные на глубинах 0–2 м.

Таблица 1

Количественные показатели основных систематических групп
макрофауны скал Карадага

Система- тические группы	Количество таксонов		Численность, экз. м ⁻²		Биомасса, г м ⁻²	
	1976–78 гг.	2009 г.	1976–78 гг.	2009 г.	1976–78 гг.	2009 г.
Полихеты	25	16	2091	86	7,3	0,9
Моллюски	17	15	6099	5952	9663,3	552
Ракообразные	37	34	7052	820	27,3	0,8
Всего	79	65	15242	6858	9698	553,7

Исходя из результатов, приведенных в таблице, за прошедшие годы можно отметить значительное понижение численных показателей количественного развития для всех исследуемых таксонов. Так, количество видов снизилось на 14, средняя численность макрозообентоса уменьшилась в 2 раза, а средняя биомасса – в 17 раз.

ВЫВОДЫ

Проведенные исследования показали, что на скальном субстрате в акватории Карадагского природного заповедника в настоящее время доминирует *Mytilaster lineatus*. Популяция *Mytilus galloprovincialis* малочисленна на всем полигоне. Следует обратить внимание на то обстоятельство, что в период исследований 1938–1939 гг. И. В. Шароновым в этом районе также было отмечено преобладание митилястера на скалах, а в 1976–78 гг. И. А. Синегубом и Н. А. Валовой [1] регистрировалось сообщество мидии. Полученные данные свидетельствуют о том, что в настоящее время численность и биомасса макрозообентоса снизилась по сравнению с 1970-ми годами в 2 и 17 раз соответственно.

Благодарности. Автор выражают благодарность Н. А. Болтачевой и Л. В. Бондаренко за определение полихет и ракообразных и М. В. Макарову и Т. П. Гетьману за сбор материала в 2009 г.

Список литературы

1. Заика В.Е., Валовая Н.А., Повчун А.С., Ревков Н.К. Митилиды Черного моря / Киев: Наук. думка, 1990. – 208 с.
2. Киселева М.И. Многощетинковые черви (Polychaeta) Черного и Азовского морей / Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2004. – 409 с.
3. Копий В.Г. Годичная динамика численности популяции полихеты *Namanereis pontica* (NEREIDAE) в зоне псевдолиторали бухты Казачья (Севастополь, Черное море) // Биоразнообразии и устойчивое развитие: междунар. научно-практ. конференция Крым, Симферополь, 19–22 мая 2010 года. – Симферополь: 2010. – С.56–58.
4. Синегуб И.А. Макрофауна зоны верхней сублиторали скал в Черном море у Карадага / В кн.: Карадаг. Гидробиологические исследования. Сб. научных трудов, посвященный 90-летию Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского и 25-летию Карадагского природного заповедника НАН Украины. Книга 2-я. – Симферополь: СОНАТ, 2004. – С. 121–132.

5. Шаронов И.В. Фауна скал и каменистых россыпей в Черном море у Карадага // Труды Карадагской Биол. ст. – 1952. – Вып. 12. – С. 68–79.

Ковальова М. А. Макрозообентос скель акваторії Карадагського природного заповідника (південно-східний Крим) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 74–78.

У повідомленні наводяться результати досліджень макробентоса скель Карадазького природного заповідника в діапазоні глибин 0–12 м.

Ключові слова: макрозообентос, біорізноманіття, твердий субстрат, Чорне море.

Kovaleva M. A. Macrozoobenthos of rocks in the water area of the Karadag Nature Reserve (Southeast Crimea) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 74–78.

In this report we present the results of studies of macrobenthos rocks of Karadag nature reserve in the depth range 0–12 m.

Key words: macrozoobenthos, biodiversity, solid substrate, Black Sea.

УДК 597.2/.5 (262.5)

ИХТИОЦЕНЫ ПРИБРЕЖНОГО АКВАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА МЫСА ХЕРСОНЕС (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Гетьман Т. П.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
divescience@gmail.com*

На основании многолетнего мониторинга с использованием методов подводных визуальных наблюдений и учета рыб, получены сведения о современном состоянии сообщества рыб в прибрежной акватории мыса Херсонес (Севастополь, Черное море). В результате анализа полученных данных нами было выделено три устойчивых ихтиоцены – пелагиали, твердых и рыхлых грунтов. В работе представлены данные о таксономическом разнообразии, вертикальном распределении и сезонной динамике пелагических, донных и придонных видов рыб.

Ключевые слова: ихтиоцены, сообщество рыб, прибрежные акватории, пелагические, донные и придонные рыбы, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Отличительной особенностью побережья мыса Херсонес является устойчивость его аквального комплекса. Особые гидрологический и гидродинамический режимы, рельеф дна и прилегающей части суши создают уникальные условия для существования сообщества рыб. На протяжении длительного периода времени, вплоть до начала 90-х годов прошлого века, эта акватория была закрытой для судоходства и рекреации, что позволило сохранить крупную прибрежную экосистему.

Возможности стандартных орудий лова ограничены их селективностью, сложностью рельефа прибрежной зоны, а также особенностью этологии некоторых видов рыб. Методы прямого визуального обследования обладают наибольшей репрезентативностью благодаря попаданию в поле обзора всех гидробионтов видимой поверхности дна [1].

Для оценки современного состояния ихтиоценов прибрежной зоны и прогноза дальнейших изменений необходим мониторинг экосистемы и ее компонентов. Актуальным вопросом устойчивого развития является определение участков акватории требующих охраны и заповедания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в акватории мыса Херсонес с границами N44°35' E33°24', N 44°34' E 33°22' (рис. 1) в различные сезоны с мая 2005 по октябрь 2011 года.

Сбор материала основывался на методиках подводных визуальных наблюдений и учетов рыб, адаптированных для Черного моря [5, 9]. Водолазный метод исследований представляется наиболее репрезентативным при детальном

обследовании дна, наблюдении и учете рыб. Планирование и выполнение погружений проводились согласно стандартам Global Underwater Explorers (GUE). Для расчетов был выбран метод визуальных разрезов, в котором в качестве стандартной принималась трансекта 100×3 м. Трансекты прокладывались по изобатам на глубинах с 3 м и шагом 3 м.

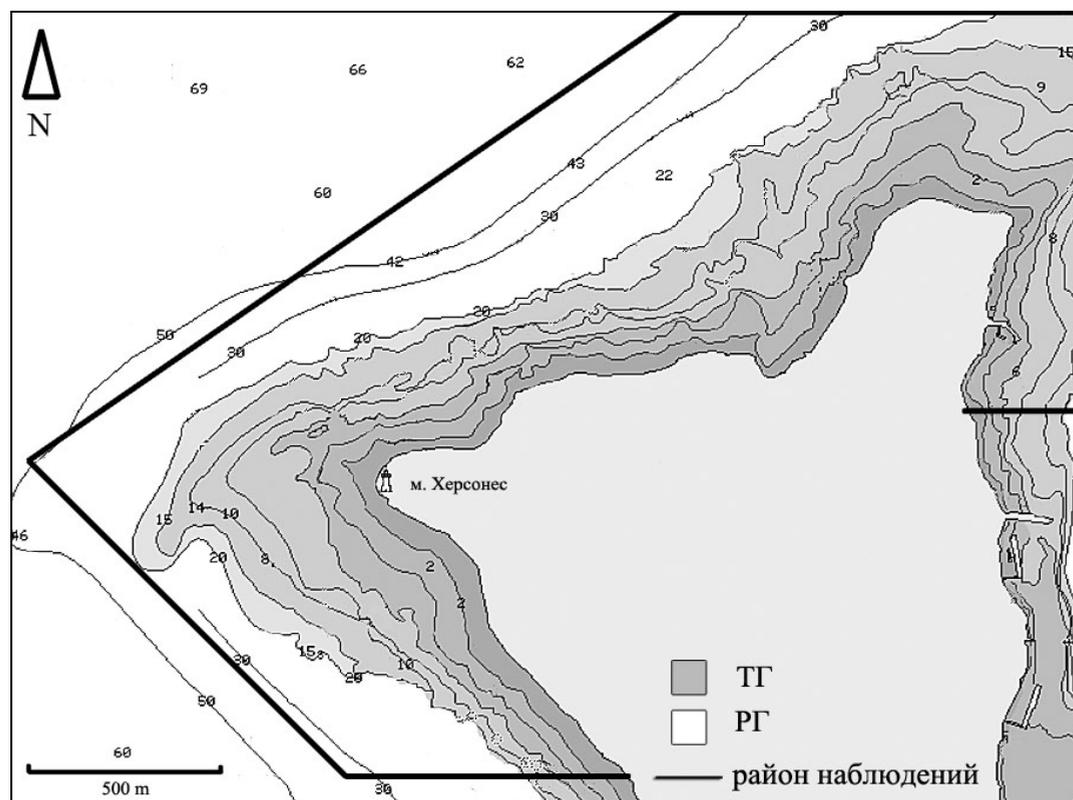


Рис. 1. Карта-схема района исследований

В период исследований было проведено более 250 водолазных спусков, в процессе которых выполнялись наблюдения и учет рыб, подводное фотографирование и видеосъемка. Для получения достоверных данных, погружения организовывались в различное время суток, при разных погодных условиях, что также позволило проследить некоторые особенности биологии и этологии рыб. Подготовительным этапом исследований стало проведение комплексной съемки и определение границ ландшафтов, описание особенностей рельефа. Съемка дна проводилась с использованием методов ландшафтных исследований и оценки запасов донных беспозвоночных и водорослей морской прибрежной зоны ВНИРО. При описании грунтов нами использована классификация морских обломочных осадков по гранулометрическому составу [1]. В качестве классификационных признаков компонентов донных ландшафтов прибрежной зоны мы выделяем

рельеф, донный грунт и адаптационные формы рыб, т. е. донные и придонные, нееретические и пелагические.

Определение и привязка границ проводились по результатам анализа сонограмм, которые получены буксируемым гидролокатором бокового обзора Edge Tech 4125-P Side Scan System и привязаны к данным GPS.

При анализе видового разнообразия использовались индексы Симпсона, Шеннона и Пиелу [8].

Применение методов подводных визуальных наблюдений позволяет выявить закономерности распределения рыб, связанные с изменением глубины и типом биотопа.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Береговая зона мыса Херсонес характеризуется богатым разнообразием подводных биотопов. Структура и контуры твердых грунтов (ТГ) на различных глубинах образуют ландшафт с особенной морфологической структурой. Рельеф дна и характер грунтов северного и южного побережья различаются. Граница, разделяющая биотопы, проходит на траверзе мыса в юго-западном направлении.

Подводные ландшафты северного побережья характеризуются резкими перегибами рельефа. На этом участке ТГ сформированы скалами, которые образуют три четко выраженные ступенчатые террасы, уходящие в море на 300–600 м со свалом глубин до 22 м, где сменяются рыхлыми грунтами (РГ). Ближайшая к берегу терраса услана валунами и переходит в гладкое плато на глубинах 4–6 м. Скалы, формирующие террасы, не являются монолитными, а изрезаны большим количеством расщелин, между которыми встречаются участки высланные песком. Высота стенок образованных скалами колеблется от 1,5 до 9 м. У основания стенок дно покрыто заиленными песком и фрагментами битой ракушки.

Особенности береговой линии и постоянное воздействие волн привели к формированию особых биотопов южного побережья мыса. На расстоянии до 15 м крупные осколки скал образуют завалы глыб и валунов, мористее скальная подошва сменяется грядами валунов разделенных песчаными косами.

Отдельно стоит отметить, что при удалении от берега с увеличением глубины происходит заиливание субстрата, на глубинах более 30 м толщина ила превышает 1 см.

Ихтиофауна прибрежной акватории мыса Херсонес весьма разнообразна. На протяжении всего периода работ из 120 видов рыб, отмеченных для акватории Севастополя [2–6], нами был зарегистрировано 60 видов рыб относящихся к 35 семействам (табл. 1).

Ихтиоцен твердых грунтов представлен 25 видами, относящимися к 12 семействам, из которых 16 придонные и 9 донные рыбы.

Среди донных рыб наиболее многочисленны и разнообразны собачковые Blenniidae, они представлены 3 родами и 5 видами, а по численности доминируют скорпена *S. porcus* (27,1%) и обыкновенная морская собачка (26,5%) *P. sanguinolentus*; субдоминирующие виды: длиннопальцевая *P. tentacularis* (10,6%) и зеленая *P. incognitus* (7,7%) собачки, присоски Gobiesocida (8,5%);

обычные: средиземноморский морской налим *G. mediterraneus* (5,4%), троепер черноголовый *T. tripteronotus* (5,4%) и морская собачка-сфинкс *A. sphynx* (4,9%); немногочисленна хохлатая морская собачка *C. galerita* (3,9%).

Таблица 1
Видовой состав и распространение рыб в акватории мыса Херсонес

Семейство	Вид	Экологическая группа	Биотоп	Встречаемость
Squalidae	<i>Squalus acanthias</i> L., 1758	П	П	+
Rajidae	<i>Raja clavata</i> L., 1758	ПД	РГ	++
Dasyatidae	<i>Dasyatis pastinaca</i> (L., 1758)	ПД	РГ	++
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus ponticus</i> Alekasndrov, 1927	П	П	++++
Clupeidae	<i>Sprattus sprattus phalericus</i> (L., 1758)	П	П	++++
Phycidae	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i> (L., 1758)	Д	ТГ	++
Gadidae	<i>Merlangius merlangus euxinus</i> (Nordmann, 1840)	ПД	РГ	+++
Ophidiidae	<i>Ophidion rochei</i> Müller, 1845	Д	РГ	+
Mugilidae	<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	П	П	++
	<i>L. haematocheila</i> (Temminch et Schlegel, 1845)	П	П	+
	<i>L. saliens</i> (Risso, 1810)	П	П	+
	<i>Mugil cephalus</i> L., 1758	П	П	++
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i> L., 1758	П	П	+++
	<i>A. pontica</i> (Eichwald, 1831)	П	П	+++
Belonidae	<i>Belone belone euxini</i> Günther, 1866	П	П	++
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i> L., 1758	ПД	ТГ	++
Syngnathidae	<i>Hippocampus hippocampus</i> (Cuvier, 1829)	ПД	ТГ	+
	<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	ПД	ТГ	+
	<i>S. typhle</i> L., 1758	ПД	РГ	+
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i> L., 1758	Д	ТГ	++++
Triglidae	<i>Chelidonichthys lucernus</i> (L., 1758)	Д	РГ	++++
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (L., 1758)	П	ТГ,	+
Serranidae	<i>Serranus scriba</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	++
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (L., 1766)	П	ТГ	+
Carangidae	<i>Trachurus mediterraneus ponticus</i> Aleev, 1956	П	П	++
Sparidae	<i>Diplodus annularis</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	++
	<i>D. puntazzo</i> (Cetti, 1777)	ПД	ТГ	++
Centracanthidae	<i>Spicara flexuosa</i> Rafinesque, 1810	П	РГ	+++
Sciaenidae	<i>Sciaena umbra</i> L., 1758	ПД	ТГ	++
	<i>Umbrina cirrosa</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	+
Mullidae	<i>Mullus barbatus</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	++++
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i> L., 1758	ПД	ТГ	+++

ИХТИОЦЕНЫ ПРИБРЕЖНОГО АКВАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА
МЫСА ХЕРСОНЕС (ЧЕРНОЕ МОРЕ)

Окончание таблицы 1

Семейство	Вид	Экологическая группа	Биотоп	Встречаемость
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	++
	<i>Symphodus cinereus</i> (Bonnaterre, 1788)	ПД	ТГ	+++
	<i>S. roissali</i> (Risso, 1810)	ПД	ТГ	++++
	<i>S. tinca</i> (L., 1758)	ПД	ТГ	+++
	<i>S. ocellatus</i> Forsskål, 1775	ПД	ТГ	++
	<i>S. rostratus</i> (Bloch, 1791)	ПД	ТГ	+
	<i>Labrus viridis</i> L., 1758	ПД	ТГ	+
Ammodytidae	<i>Gymnammodytes cicerellus</i> (Rafinesque, 1810)	Д	РГ	++++
Trachinidae	<i>Trachinus draco</i> L., 1758	Д	РГ	++
Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i> L., 1758	Д	РГ	++
Tripterygiidae	<i>Tripterygion tripteronotus</i> (Risso, 1810)	Д	ТГ	++
Blenniidae	<i>Aidablennius sphyinx</i> (Valenciennes, 1836)	Д	ТГ	++
	<i>Coryphoblennius galerita</i> (L., 1758)	Д	ТГ	
	<i>Parablennius sanguinolentus</i> (Pallas, 1814)	Д	ТГ	
	<i>P. tentacularis</i> (Brunnich, 1768)	Д	ТГ	
	<i>P. incognitus</i> (Bath, 1968)	Д	ТГ	
	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	Д	ТГ	++
Gobiesocida	<i>Lepadogaster</i> sp.	Д	ТГ	+++
Callionymidae	<i>Callionymus</i> sp.	Д	РГ	++
Gobiidae	<i>Gobius niger</i> L., 1758	Д	ТГ	++
	<i>G. cobitis</i> Pallas, 1814	Д	ТГ	++
	<i>Mesogobius batrachocephalus</i> (Pallas, 1814)	Д	РГ	++
	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Д	РГ	+++
	<i>Pomatoschistus</i> sp.	Д	РГ	+++
	<i>Zosterisessor ophiocephalus</i> (Pallas, 1814)	Д	РГ	++
Scombridae	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	П	П	+
Scophthalmidae	<i>Psetta maxima maeotica</i> (Pallas, 1814)	Д	РГ	++
Soleidae	<i>Pegusa nasuta</i> (Pallas, 1814)	Д	РГ	+

Примечание к таблице: ПД – придонный, Д – донный, П – пелагический, ТГ – твердые грунты, РГ – рыхлые грунты; ++++ – доминант, +++ – субдоминант, ++ – обычный, + – немногочисленный, * – единичные наблюдения.

Из придонных рыб наиболее обильны губановые Labridae – 3 рода, 7 видов, игловые Syngnathidae, спаровые Sparidae и горбылевые Sciaenidae представлены двумя видами, серановые Serranidae, помаранцовые Pomacentridae и колюшковые Gasterosteidae – одним. Среди этих рыб доминирует зеленушка перепелка *S. roissali* (23,8%), субдоминирующие – зеленушки глазчатая *S. ocellatus* (18,7%) и рулена *S. tinca* (14,1%), ласточка *C. chromis* (13,7%), обычные – ласкирь *D. annularis* (4,8%), темный горбыль *S. umbra* (4,3%), окунь каменный зебра *S. acriba* (3,8%) колюшка

трехиглая *G. aculeatus* (3,3%), зеленушка рябчик *S. cinereus* (2,9%), зубарик *D. puntazzo* (2,9%) и пухлощекая игла-рыба *S. abaster* (2,7%) к немногочисленным следует отнести морского конька *H. hippocampus*, светлого горбыля *U. cirrosa*, гребенчатого *C. rupestris*, носатого *S. rostratus* и зеленого *L. viridis* губанов, их общая доля составляет 5,3%.

Ихтиоцен рыхлых грунтов характеризуется преобладанием донных рыб – 15 из 19 видов отмеченных нами, среди которых наиболее богатая фауна бычков – 7 видов, 5 родов, их доля в ихтиоцене весьма значительна – 39%.

Среди них наиболее массовым является песчанка голая *G. cicerellus* (33,8%). Субдоминирующее положение занимают морские мыши Callionymidae (16,9%), лысуны, бычки рода *Pomatoschistus* (11,2%), бычки кнут *M. batrachocephalus* (9,4%) и травяник *G. ophiocephalus* (8,9%), обычными выступают бычки кругляк *N. melanostomus* (4,5%) и кругляш *G. cobitis* (3,5%), калкан черноморский *P. maxima* (3,5%), морской дракончик *T. draco* (3,2%) и звездочет обыкновенный *U. scaber* (2%). К немногочисленным, но постоянно присутствующим относятся черный бычок *G. niger*, морской петух желтый *C. lucernus*, морской язык песчаный *P. nasuta* и ошибень обыкновенный *O. rochei* с суммарной долей 2,8%.

Придонные рыбы на РГ наименее разнообразны (рис. 2). Наиболее многочисленные виды султанка *M. barbatus* (64,6%) и мерланг *M. merlangus* (24,5%), обычные для этой акватории морская лисица *R. clavata* (6,1%) и хвосток обыкновенный *D. pastinaca* (4,8%).

Пелагические рыбы представлены 15 видами из 11 семейств, среди которых наибольшим таксономическим богатством отличаются кефали, 4 вида 2 рода.

Ключевую роль в формировании сообщества рыб в пелагиале играют хамса *E. encrasicolus* (20,8 %) и шпрот *S. sprattus* (18,2 %). Ближе к берегу, на меньших глубинах, преобладают атерины Atherinidae (28,6%), обычны кефали Mugilidae (8,3 %), ставрида черноморская *T. mediterraneus* (7%), смарида обыкновенная *S. smaris* (6,8%), луфарь *P. saltatrix* (6,2 %) и сарган черноморский *B. belone* (2,4%), немногочисленные с общей частью 1,7% лаврак европейский *D. labrax*, пелагида атлантическая *S. sarda* и катран *S. acanthias*.

Анализ данных о численности рыб в ихтиоценах позволил нам оценить их роль в структуре ихтиоценов, оценить степень доминирования, получить индексы видового разнообразия.

В структуре ихтиоценов нами были выделены ключевые группы рыб. В ихтиоцене ТГ доминирующее положение занимают представители наиболее богатых семейств, собачковые и губановые (рис. 2). Субдоминирующее виды, единственные представители своих семейств – скорпена и ласточка. Обычными являются присоски, троепер и морской налим, среди придонных рыб – спаровые, игловые, темный горбыль. На основании статистической обработки данных были рассчитаны индексы видового разнообразия ихтиоцена – Симпсона – 0,91 и Шеннона – 2,71. Индекс выравненности по Пиелу составил 0,84. Высокие значения этих индексов подтверждает видовое богатство ихтиоцена и показывает высокий уровень влияния доминирующих групп на структуру ихтиоцена.

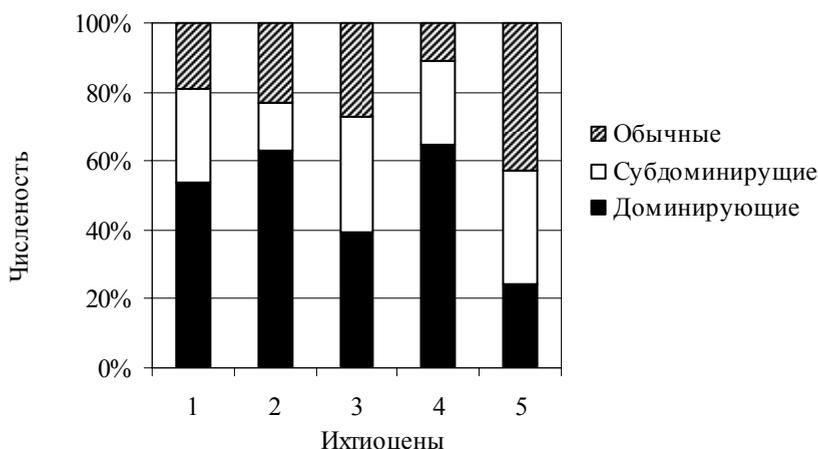


Рис. 2. Структура ихтиоценов прибрежной акватории мыса Херсонес

1 – донные рыбы на твердых грунтах, 2 – придонные рыбы на твердых грунтах, 3 – донные рыбы на рыхлых грунтах, 4 – придонные рыбы на рыхлых грунтах, 5 – пелагические рыбы.

На РГ наибольшим разнообразием отличаются донные рыбы, среди которых доминируют бычки, у придонных – султанка. Субдоминирующее положение занимают виды с высокой численностью – песчанка и мерланг. Среди обычных семейств наибольшая численность у морских мышей. Представители остальных семейств немногочисленны, но отмечались нами постоянно. Индексы видового разнообразия ихтиоценов – Симпсона – 0,86 и Шеннона – 2,33. Индекс выравненности по Пиелу составил 0,8. Такие значения индексов связаны с одной стороны с богатством бычков и разнообразием обычных видов, а с другой с численностью рыб формирующих скопления.

Ихтиоцен пелагиали сформирован некрупными, массовыми, стайными рыбами, среди которых доминируют атерины, субдоминирующее положение занимают хамса и шпрот. Основу обычных видов составляют ставрида, смарида и кефали, за ними следуют луфарь и сарган. В структуре ихтиоценов пелагиали доля обычных видов наибольшая, что отразилось и на значениях индексов видового разнообразия Симпсона – 0,86 и Шеннона – 2,11 и индекса выравненности по Пиелу, который составил 0,64.

Сезонная динамика и вертикальное распределение рыб в прибрежной акватории зависит, прежде всего, от t_w и особенностей биологии изучаемых видов (рис. 3).

На открытых участках прибрежной акватории у м. Херсонес t_w колебалась в диапазоне от 7 до 28°C. В весенне-осенний период нами отмечена фактически трехслойная термостратификация. Изменение t_w в этих горизонтах подталкивало рыб к вертикальным миграциям. Наиболее прогретым является верхний слой, в различные месяцы однородная по t вода может достигать горизонта глубины 20 м. Следующий слой, как правило, имеет t_w 12–16 °C и может достигать глубины 40 м, а на больших глубинах t_w , почти всегда, держится около 9° C.

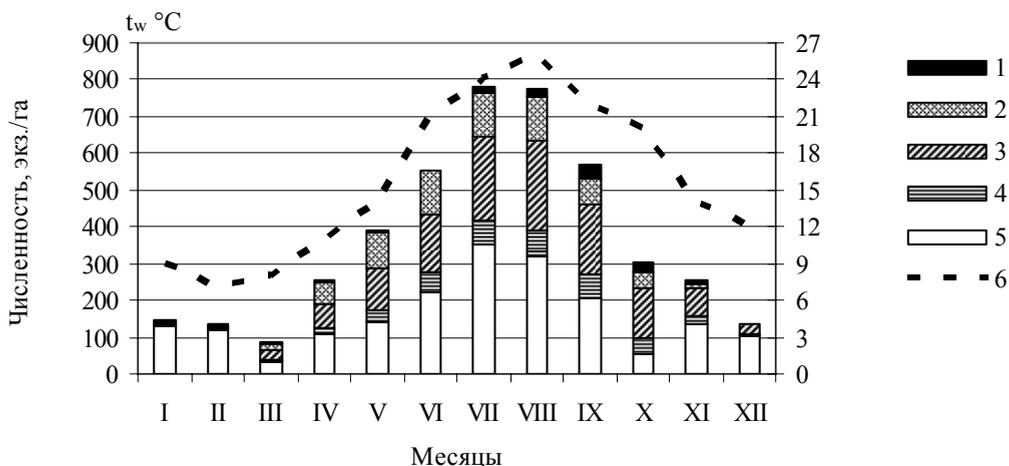


Рис. 3. Сезонная динамика численности рыб мыса Херсонес

1 – придонные рыбы РГ, 2 – донные рыбы РГ, 3 – придонные рыбы ТГ, 4 – донные рыбы ТГ, 5 – пелагические рыбы, 6 – t_w °C.

Зимой обилие рыб минимально. Пелагические рыбы представлены хамсой, миграционные пути которой проходят вдоль Черноморского побережья Крыма. На ТГ в это время можно наблюдать единичные особи зеленушек и горбыля, а на РГ морских мышей. Общая численность рыб увеличивалась по мере прогревания толщи воды в весенне-летний период. Во второй половине мая при t_w более 16 °C мы могли наблюдать все богатство ихтиоценов, однако численность рыб продолжало увеличиваться до августа.

На ТГ в июле–августе мы отмечаем максимумы численности придонных и донных рыб, а на РГ среди донных рыб на лидирующие позиции выходят бычки. В это же время придонные виды султанка и песчанка формируют крупные скопления. В сентябре общая численность рыб снижается до июньских показателей, в октябрь–ноябре прибрежные воды покидает большая часть рыб, а с началом осенних штормов и понижением t_w до 12 °C численность рыб достигает своего минимума.

В прибрежной акватории мыса численность и видовое богатство рыб различаются, и зависят от характера ландшафта, рельефа дна и глубины (табл. 2).

Донные рыбы на ТГ представлены 8-ю видами, с наибольшим видовым разнообразием на глубинах до 3 м. У уреза воды на глубине до 1 м мы наблюдали уток прикрепленных к камням и плавающих на небольшое расстояние обыкновенных морских собачек. Глубины до 12 м населены собачками, по мере ее увеличения их обилие уменьшается. На больших глубинах нами отмечалась лишь скорпена. Придонные виды совершают активные вертикальные миграции, при этом рыбы занимают определенные горизонты в толще воды. Все их многообразие мы можем наблюдать на глубинах 6–9 м.

**ИХТИОЦЕНЫ ПРИБРЕЖНОГО АКВАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА
МЫСА ХЕРСОНЕС (ЧЕРНОЕ МОРЕ)**

Таблица 2

Изменение общего количества видов рыб по глубинам в акватории мыса Херсонес

Биотоп	Группа	Глубина, м								
		3	6	9	12	15	18	21	24	27+
ТГ	Д	8 / 33.3*	7 / 29.2	6 / 25.0	4 / 16.7	1 / 4.2	1 / 4.2	1 / 4.2	1 / 4.2	1 / 4.2
	ПД	10 / 41.7	15 / 62.5	15 / 62.5	12 / 50.0	10 / 41.7	8 / 33.3	7 / 29.2	6 / 25.0	3 / 12.5
РГ	Д	2 / 10.5	14 / 73.7	14 / 73.7	10 / 52.6	5 / 26.3	4 / 21.1	4 / 21.1	4 / 21.1	4 / 21.1
	ПД	1 / 5.3	4 / 21.1	4 / 21.1	4 / 21.1	4 / 21.1	3 / 15.8	3 / 15.8	3 / 15.8	3 / 15.8
П	П	8 / 53.3	13 / 86.7	15 / 100,0	15 / 100,0	14 / 93.3	11 / 73.3	10 / 66.7	9 / 60.0	6 / 40.0

Примечание к таблице: * – в числителе – количество видов, в знаменателе – их доля в % от числа видов в ихтиоценозе, зарегистрированных на данном биотопе. ТГ – твердые грунты, РГ – рыхлые грунты, Д – донные рыбы, ПД – придонные рыбы, П – пелагиаль, пелагические рыбы.

На РГ преобладающие как по численности, так и видовому богатству донные рыбы занимают весь диапазон глубин, предпочитая глубины 6–9 м. На этих глубинах кроме бычков нами регистрировались звездочет, морской дракон и ошибень. Наблюдение за придонными рыбами показало, что султанка занимает диапазон глубин 3–21 м, мерланг 30–60 м, а морская лисица и хвосток в различные сезоны регистрировались с 6–45 м.

Пелагические рыбы встречались нами на всех участках акватории. Их вертикальное распределение, величина скоплений, обилие и разнообразие в прибрежной акватории зависели не только от глубины, но и от погодных условий.

ВЫВОДЫ

1. На основании анализа полученных данных можно уверенно говорить об удовлетворительном состоянии сообщества рыб в акватории мыса Херсонес. В ихтиофауне исследуемого района в ходе наших исследований было зарегистрировано 60 видов рыб из 50 родов, относящихся к 35 семействам. Улучшение качественных и количественных показателей сообщества рыб на фоне высоких значений индексов видового разнообразия свидетельствуют о наличии тенденции к восстановлению прибрежных экосистем.

2. Особенности подводных биотопов и широкий диапазон глубин в районе м. Херсонес (Севастополь, Черное море) позволили сформироваться трем устойчивым ихтиоценозам – пелагиали, твердых и рыхлых грунтов.

3. Ихтиоцен твердых грунтов состоял из придонных и донных видов. Придонные представлены 16-ю видами из 7-ми семейств. Наибольшим разнообразием таксонов характеризовались зеленушки – 2 рода 7 видов, игловые и спаровые по 2, остальные 4 семейства по одному виду. Донные представлены 9-ю

видами из 5-ти семейств. Здесь наиболее многочисленны собачки 4 рода, 5 видов, остальные семейства – по одному виду.

4. Ихтиоцен рыхлых грунтов представлен 19-ю видами рыб: придонные – 4, донные – 15. Наибольшее разнообразие отмечено у бычковых (7 видов, 5 родов), каждое из остальных 8-ми семейств представлено одним видом.

5. Ихтиоцен пелагиали насчитывает 15 видов из 11 семейств. Наибольшими по численности были хамса (20,8%) и шпрот (18,2%). Также зарегистрированы ставрида, смарида, кефали, черноморская и средиземноморская атерины, сарган, луфарь, лаврак, пеламида и катран.

6. Сезонная динамика численности придонных и донных видов рыб на твердых грунтах имеет аналогичные тенденции и характеризуется нормальным распределением: зимний минимум, весенний рост, летний максимум и осеннее снижение.

7. Сезонная динамика численности придонных и донных рыб на рыхлых грунтах различаются. Отмечена тенденция к сезонной смене доминирующих семейств ихтиоцены.

8. Сезонная динамика ихтиоцены пелагиали также характеризуется сменой доминирующих видов, что связано с особенностями биологии и этологии исследуемых видов.

Благодарности. Представленные результаты были получены при частичной финансовой поддержке проекта «Black sea explorers». Автор признателен к.б.н. А. Р. Болтачеву за ценные замечания и консультацию, а также всем дайверам и подводным охотникам за помощь в сборе материала.

Список литературы

1. Блинова О. И. Изучение экосистем рыбохозяйственных водоемов, сбор и обработка данных о водных биологических ресурсах, техника и технология их добычи и переработки. Методы ландшафтных исследований и оценки запасов донных беспозвоночных и водорослей морской прибрежной зоны / О. И. Блинова, О. Ю. Вилкова, Д. М. Милютин. – М.: ВНИРО, 2005. – Вып. 3. – 135 с.
2. Болтачев А. Р. Ихтиофауна черноморского побережья Крыма / А. Р. Болтачев // Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (Черноморский сектор): [ред. В. Н. Еремеева, А. В. Гаевской]. – Севастополь: ЕКОСИ-Гидрофизика, 2003. – С. 364–379.
3. Болтачев А. Р. Прибрежная морская зона Севастополя как один из центров видового разнообразия ихтиофауны Черного моря / А. Р. Болтачев, Е. П. Карпова // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології (Одеса, 7–11 вересня 2011 р.). – Одеса: Фенікс, 2011. – С. 36–39.
4. Болтачев А. Р. Ихтиофауна прибрежной зоны Севастополя (Черное море) / А. Р. Болтачев, Е. П. Карпова // Морской экологический журнал. – 2012. – 2. – С. 10–27.
5. Гетьман Т. П. Визуальные подводные наблюдения при оценке качественно-количественных показателей ихтиоцены / Т. П. Гетьман // Экология моря. – 2007. Отдельный вып. 74. – С. 13–17.
6. Гордина А. Д. Видовой состав рыб как показатель современного состояния прибрежной экосистемы юго-западного шельфа Крыма / А. Д. Гордина, Л. П. Салехова, Т. Н. Климова // Морской экологический журнал. – 2004. – №2. – С. 15–24.
7. Зернов С. А. К вопросу об изучении жизни черного моря. / С. А. Зернов. – Зап. императ. АН. Спб., 1913 – 32 №1. – 299 с.
8. Одум Ю. Экология/ Ю. Одум. – М.: Мир, 1986. – 376 с.

9. Пашков А. П. К методике оценки плотности распределения придонных рыб в мелководной части Черноморского шельфа / А. П. Пашков, М. В. Крутлов // Актуальные вопросы экологии и охраны природы степных экосистем и сопредельных территорий. – Краснодар, 1994. – С. 318–322.

Гетьман Т. П. Іхтіоцени прибережного аквального комплексу мису Херсонес (Чорне море)

// Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 79–89.

На підставі багаторічного моніторингу з використанням методів підводних візуальних спостережень та обліку риб, отримані відомості про сучасний стан угруповань риб у прибережній акваторії мису Херсонес (Севастополь, Чорне море). В результаті аналізу отриманих даних нами було виділено три стійких іхтіоцена – пелагіалі, твердих і рихлих ґрунтів. В роботі представлені дані про таксономічне різноманіття, вертикальний розподіл і сезонну динаміку пелагічних, донних і придонних видів риб.

Ключові слова: іхтіоцен, угруповання риб, прибережні акваторії, пелагічні, донні і придонні риби, Чорне море.

Hetman T. P. Ichthyocenes of the coastal aquatic complex of the Khersones Cape (Black Sea) //

Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 79–89.

Based on long-term monitoring using methods of underwater visual observation and recording of fishes, information about the current state of fish communities in the coastal waters of the Khersones Cap (Sevastopol, Black Sea) was obtained. On the analysis of the data we have identified three stable ichthyocenes – pelagic, hard and soft bottoms. The work presents data on the taxonomic diversity, vertical distribution and seasonal dynamics of pelagic, benthic and benthopelagic fish species.

Key words: ichthyocen, fish community, coastal areas, pelagic, benthic and benthopelagic fishes, Black sea.

УДК 598.892:591.5

ОБИТАНИЕ УДОДА (*UPURA EROPS*) В УСЛОВИЯХ АНТРОПИЧЕСКИХ ТРАНСФОРМАЦИЙ ЛАНДШАФТОВ

Шунова Т. В.

*Научный центр экомониторинга и биоразнообразия мегаполиса НАН Украины, Киев,
tv.raksha@gmail.com*

Дан анализ гнездования удода в условиях современной трансформации среды обитания. Плотность гнездования птиц зависит от степени облесенности и эродированности территории. В регионах с нестабильными условиями обитания ее показатели существенно колеблются. В среднем на севере степной зоны Украины плотность гнездования удода составила 0,03 пар/км², причем на территории нетрансформированных биотопов этот показатель достигает 0,8 пар/км². В ландшафтах, подверженных существенному антропоическому воздействию обитает 38,2% популяции удодов. Показана необходимость охраны вида и включение его в Красную книгу Украины.

Ключевые слова: удод, численность, степная зона Украины, биотопическая приуроченность.

ВВЕДЕНИЕ

В последние десятилетия фаунистические исследования в антропоических ландшафтах получили все большее распространение. Трансформация среды обитания перестраивает сообщества экосистем, увеличивая в них долю синантропных или урбанизированных группировок. В составе их орнитокомплексов остаются те виды, которые способны адаптироваться к гнездованию в условиях действия фактора беспокойства, использованию для строительства гнезд предметов антропоического происхождения, изменению ряда экологических и этологических особенностей. Преобразование ландшафтов, происходящее под влиянием деятельности человека, имеет прямое отношение к исчезновению малочисленных видов животных, которые особенно резко реагируют на сокращение мест обитания.

Одним из таких видов является удод (*Upura erops* L.) – представитель древней группы птиц, ископаемые остатки которой найдены в отложениях третичного периода, а сам удод известен из плейстоцена. Центр происхождения группы – тропики Старого Света [1]. Следовательно, удод интересен и как пример приспособления представителя древней теплолюбивой фауны, к обитанию в условиях умеренных широт.

Ареал вида охватывает Африку (кроме пустынной области Сахары), Мадагаскар, острова Атлантического океана (Канарские, Азорские, Зеленого мыса), умеренную полосу Европы и Азии (на север примерно до 56–60 градусов северной широты, на юг – до островов Цейлон, Хайнань и Суматра). Места зимовок удода в Экваториальной и в Южной Азии: Индии, Индокитае, Южном Китае [2]. С 70-х гг. XX столетия поступают сведения о зимовке удода в Туркмении [3], Германии [4], на Сардинии [5], в Бельгии [6] и в Украине [7].

Первые сведения по фенологии, гнездованию, питанию, местам обитания, некоторым аспектам поведения удода в Украине приведены уже в очерках К. О.

Кесслера [8], А. А. Браунера [9], Н. Н. Сомова [10], Г. А. Боровикова [11]. В монографии «Птицы степной полосы Европейской части СССР» [2] рассмотрено происхождение птиц, их эволюционные связи. В 50-х гг. XX столетия отмечалось расширение ареала удода к северу, почти до Уральских нагорных лесов. Наблюдения, связанные с этим процессом обобщил В. Д. Ильичев [12], обозначая удода как типичного обитателя степей и островных лесов. В конце XX столетия проявляется интерес к определению численности птиц в различных частях видового ареала. Но, в Украине данные о численности удода фрагментарны и поступают из работ, посвященных комплексным исследованиям фауны каких-либо территорий [7; 13; 14; 15].

Цель работы – анализ гнездования удода в условиях современной трансформации степной зоны Украины, его адаптационных возможностей и путей сохранения вида в орнитокомплексах.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Настоящая работа основана на материалах, собранных в полевых условиях 1991–1997 гг. на севере степной зоны Украины. Исследованиями на стационарных участках и разовых выездах охвачено около 700 км². Для анализа биотопической приуроченности, численности и удельного обилия удода выделено 6 типов биотопов, характеризующих основные ландшафты степной зоны Украины и обладающих различной степенью эродированности территории, растительным покровом и воздействием антропоического пресса. Плотность гнездования удода определялась методом абсолютных учетов [16].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ранее удод был одной из самых обычных птиц степной зоны Украины [2; 8; 9; 10; 11; 17]. Нами он зарегистрирован на гнездовании во всех стационарах, но показатели плотности его гнездования существенно отличаются в зависимости от условий стационара. Прослеживается зависимость плотности гнездования удода от доли лесных участков на стационарах (табл. 1).

Таблица 1

Распределение удода на стационарах

Стационар	Плотность гнездования, пар/км ²	Доля территории, покрытой лесом, %
Кобелякский	0,23	26,2
Гуровский	0,14	25,0
Александровский	0,11	14,3
Станично-Луганский	0,03	13,0
Криворожский	0,02	4,7

Если расположить стационары в порядке убывания гнездовой плотности вида и снижения доли облесенных территорий, получается один и тот же ряд:

Кобелякский > Гуровский > Александровский > Станично-Луганский > Криворожский. Это объясняется возможностью птиц селиться в разнообразных местах, в том числе и в дуплах, интенсивно используя возможности территории.

В тоже время, нами отмечено, что с увеличением степени эродированности территории также возрастает количество мест, пригодных для устройства гнезд в норах, что повышает численность вида в определенных биотопах (табл. 2).

Таблица 2

Плотность гнездования удода в основных типах биотопов степной зоны Украины

Биотопы	Плотность гнездования, пар/км ²
Нетрансформированные побережья	0,38
Лесные	0,32
Степные	0,21
Техногенные	0,21
Урбанизированные	0,15
Сельскохозяйственные	0,10

На территориях с нестабильными условиями, например в Криворожском стационаре, отмечены значительные колебания плотности гнездования удода. В разные годы ($n=7$) здесь гнездились от 4 до 11 пар птиц. Такие колебания численности могут быть обусловлены спецификой антропоического воздействия в городе. Данная модельная площадка подвержена наибольшему антропоическому давлению: жилые кварталы и промышленные предприятия занимают более 30% его территории и не имеют стаций, необходимых для гнездования удода. Минимальные нарушения условий обитания здесь снижают возможность птиц гнездиться даже в пригодных биотопах. Повышение плотности гнездования удода, которое мы наблюдали в 1995–1997 гг., объяснимо тем, что именно на этот период приходится снижение производительности предприятий черной металлургии и сопутствующей промышленности, и как следствие снижается действие техногенного преса на экосистемы. Удод, как достаточно мобильный вид, реагирует повышением плотности гнездования в регионе.

На обследованной нами территории степной зоны Украины в целом показатель гнездовой плотности вида в разные годы колебался от 0,02 пар/км² до 0,05 пар/км² и в среднем за 7 лет составил 0,03 пар/км². Это в 26 раз ниже средней плотности гнездования удода, в нетрансформированных биотопах (где она составляет около 0,8 пар/км²). В более южных регионах плотность населения вида выше: в дельте Дуная – 0,19–0,44 пар/га [15], в окрестностях Кучурганского лимана р. Днестр – 4 пары/км² [7]. Для биотопов реки Молочной отмечают плотность населения вида 0,06 пар/га [14].

В Швейцарии общее число гнездящихся птиц страны определяется 20–28-ю парами, что дает плотность гнездования около 1 пары на 1 км² [18]. В Австрии, в районе оз. Нойзидлер плотность обитания удода составила 8–14 пар/км² [19]. В среднем для стран Западной и Центральной Европы дана плотность гнездования удода 10 пар/50км² [20].

Для некоторых регионов определена лишь относительная численность птиц. На маршрутах. Так на побережье Сиваша она достигает 0,7 ос/км [13], а в Северо-Восточных Каракумах – 0,2–0,3 пар/км маршрута [3]. В Болгарии описана широкая амплитуда численности удода – 0,08–1,66 пар/км [21].

Данные нашего исследования показывают, что удода способен использовать для устройства гнезд разнообразные места, приспосабливаясь к трансформации ландшафтов и осваивая различные биотопы. На лесных участках птицы имели возможность гнездиться в основном в дуплах. В других биотопах удода устраивали гнезда в более разнообразных местах, тем не менее, предпочитая дупла. Всего в дуплах располагалось 54,9% найденных гнезд ($n=119$), в норах – 29,4%, т. е. гнезда естественного происхождения составляли 84% от общего количества. При гнездовании в норах, птицы обычно используют старые норы золотистых щурок (*Merops apiaster*) и береговых ласточек (*Riparia riparia*), расчищая и увеличивая их. Норки удода занимает на высоте 75–400 см с длиной гнездового хода 46–82 см ($n=30$). При гнездовании в дуплах и постройках птицы занимают пригодные для устройства гнезда ниши независимо от высоты их расположения, даже у основания ствола дерева.

В Швейцарии доля гнезд удода, устроенных в постройках человека, относимых автором к полустественным, намного выше – 36,3%. Значительной оказалась роль искусственных гнезд: 9,2% пар удода гнездились в деревянных домиках [18]. В Австрии в настоящее время популяции удода почти полностью перешли к гнездованию в искусственных гнездовьях [20]. В Украине, к сожалению, отмечен лишь 1 случай гнездования удода в скворечнике [22].

Актуальным для нас является исследование возможностей удода для обитания в трансформированных биотопах. В орнитокомплексах степной зоны Украины доля удода минимальна в техногенных биотопах – 0,1% от общего числа пар птиц гнездящихся видов. Максимальна она – в сельскохозяйственных биотопах – 1,7% (рис. 1), хотя плотность гнездования вида здесь очень низка (табл. 2). Агрорландшафты предоставляют этим птицам разнообразные гнездовые станции и неплохую кормовую базу. С другой стороны, в связи с бедностью сельскохозяйственных биотопов в отношении станций, необходимых многим другим видам птиц, повышается относительное количество видов, обеспеченных местом для гнездования (в частности удода), в общем количестве гнездящихся здесь птиц. Таким образом, повышение доли удода в орнитокомплексе осуществляется не за счет повышения его численности, а за счет снижения численности гнездящихся птиц других видов.

В южных регионах, удода более адаптирован к обитанию в преобразованных человеком биотопах. В Северо-Кавказских степях синантропная часть популяции удода составляет 80–95% [31], а в Ставропольском крае – 90% [28]. В Украине доля популяции птиц, живущих в ландшафтах, подверженных существенному антрополическому воздействию (сельскохозяйственные угодья, урбанизированные и техногенные территории) значительно ниже – 38,2%. Возможно, что синантропизация этого вида птиц начала осуществляться в более южных регионах и пока еще не затронула территорию Украины. Но возможно, что здесь ее

сдерживают определенные причины, например высокая степень воздействия фактора беспокойства либо слабая кормовая база в населенных пунктах, что требует дальнейшего исследования.

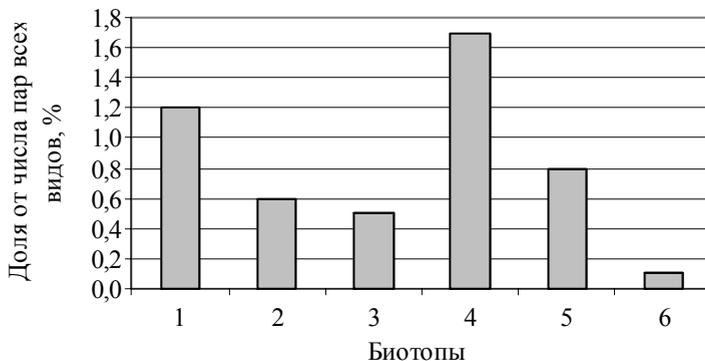


Рис. 1. Доля удода в орнитокомплексах основных типов биотопов степной зоны Украины

Биотопы: 1 – лесные, 2 – степные, 3 – нетрансформированные побережья, 4 – сельскохозяйственные, 5 – урбанизированные, 6 – техногенные.

Начиная со 2-й половины XX столетия прослеживается снижение численности удода на территории Европы, вплоть до полного прекращения гнездования в некоторых странах. С 1954 г. получено только одно сообщение о гнездовании вида в Швеции [23]. В Нидерландах удода последний раз размножался в 1974-м г., а в Бельгии – в 1980-м [24]. Сейчас удода занесен в Красные книги Литвы Латвии и Эстонии, а также в ряд региональных Красных книг субъектов Российской Федерации [25]. Констатируется, что современное сокращение численности удода вызвано влиянием антропогенных факторов, в том числе, изменением ландшафтов [26], применением пестицидов, масштабным уничтожением деревьев [24; 27], использованием железобетона в качестве строительного материала [28].

В степной зоне Украины до возраста слетков доживает 1–5 (в среднем $4,7 \pm 0,67$) птенцов на гнездо. Продуктивность размножения на севере степи Украины составляет 85,5%. Зависимости продуктивности размножения удода от географического расположения популяции не прослеживается (табл. 3).

Таблица 3

Продуктивность размножения удода в различных регионах

Регион	Продуктивность размножения, %	Источник информации
Степь Украины	85,5	Наши данные
Молдова	65,0	Ю. В. Аверин, И. М. Ганя [29]
Ставропольский край	79,3	А. Н. Хохлов, Л. В. Афанасова [31]
Узбекистан	74,1	С. Бакаев, А. Сагитов [30]

Немного ниже, чем в наших исследованиях продуктивность размножения вида на Ставрополье – в среднем 4,6 вылетевших птенцов на гнездо [31], и в Узбекистане, существенно ниже в Молдове. В Восточных Каракумах – смертность птенцов составляет 60–67% [3].

Широка амплитуда успешности гнездования удода на территории Западной Европы. В Германии на 1 пару с успешным размножением, в среднем, по данным различных источников, приходится 4,5–5,2 птенцов [4; 20], в Австрии – 2,6–4,6 птенца [27; 32].

Вылет птенцов на севере степной зоны Украины мы наблюдали с 25 июня по 20 августа. Птенцы покидают гнездо в течение 2–3-х дней. В южных регионах регистрируют более ранний вылет птенцов – с середины июня [10; 31]. В северных участках ареала – более поздние сроки вылета птенцов – конец июня – июль [23; 33]. В степной зоне Украины к середине августа удоды начинают миграцию, а осенний пролет длится до конца сентября. Наиболее поздняя регистрация нами удода в степной зоне Украины произошла 29 сентября.

Для Средней полосы указывается, что после 26 августа удоды не замечались [33]. Для Германии окончание сроков пролета удода ограничено первой декадой сентября [4], для Ставрополья – второй декадой сентября [31], Восточных Каракум – концом сентября [3]. Следовательно, несмотря на более поздний вылет птенцов в северных регионах ареала удода, отлет птиц с мест гнездования во всех популяциях происходит с разницей в 2–3 недели, а молодым птицам, выведшимся в северных регионах приходится адаптироваться к взрослой жизни в очень сжатые сроки.

О естественных врагах удода говорить сложно. Для Австрии есть данные, что 35% всех потерь вида происходит за счет хищничества [27]. Мы не наблюдали случаев нападения хищников на удода и разорения его гнезд. Можно лишь предположить, что на территории Украины вид страдает в небольшой степени от кунных, лисы и хищных птиц. Целенаправленного уничтожения гнезд удода людьми также не отмечено. Наиболее губительно для птиц загрязнение окружающей среды химикатами, в результате которого происходит отравление животных по пищевым цепям.

Благодаря пластичности удода в выборе мест гнездования, его не сложно уберечь от уничтожения, если исключить или хотя бы минимизировать применение ядохимикатов. Давление антропоического пресса легко снизить путем создания зон покоя на участке, где были отмечены птицы. В тех биотопах где наблюдается дефицит естественных стаций для устройства птицами гнезд, целесообразно развесить скворечники с диаметром летка 6 см. В сохранении любого вида животных особенно важна работа учителей, обязанных научить подрастающее поколение людей бережному отношению к природе, где для охраны удода следует расставить акценты в пользу птиц как «биологического средства борьбы с вредителями» [34], что должно заинтересовать жителей сел в присутствии этих птиц на их участках.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Со II половины XX столетия интенсифицируется снижение численности удода, вызванное трансформацией ландшафтов, и повышающимся давлением

антропоических факторов. Охрана удода предусматривает сохранение пригодных для гнездования территорий и контроль применения ядохимикатов. Развешивание искусственных гнездовых второстепенная задача, необходимая, при нехватке мест для устройства гнезда. Учитывая низкую численность птиц, а также тенденции снижения численности удодов по всей Украине, и Европе в целом, целесообразно внесение его в Красную книгу Украины.

Список литературы

1. Ромер А. Палеонтология позвоночных / А. Ромер [пер. с англ., науч. ред. Л. Ш. Давиташвили]. – М.–Л.: ГОНТИ, 1939. – 415 с.
2. Воинственский М. А. Птицы степной полосы европейской части СССР / М. А. Воинственский. – К.: АН УССР, 1960. – 287 с.
3. Атаев К. К биологии обыкновенного удода (*Upupa epops L.*) в Восточных Каракумах / К. Атаев // Известия АН Туркм. ССР. Сер. биол. наук. – 1974. – № 6. – С. 48–52.
4. Menzel H. Der Wiedehopf (*Upupa epops*) in der Oberlausitz / H. Menzel // Abh. und Ber. Natukundemus. Gorlit. – 1973–1975. – № 15. – S. 12.
5. Demartis A. M. Prime prive di svernamento dell'upupa, *Upupa epops*, in Sardegna / A. M. Demartis // Rev. ital. ornitol. – 1989. – № 1–2. – S. 129–130.
6. Herroelen P. Sen novemberwaarneming van de Hop *Upupa epops* in Brabant / P. Herroelen // Oriolus. – 1991. – N 4. – S. 153–154.
7. Архипов А. М. Гнездящиеся птицы Кучурганского лимана и его окрестностей / А. М. Архипов, Г. В. Фесенко. – К., 2004. – 50 с.
8. Кесслер К. О. Отчет о путешествии по Днепру в 1844 г. / К. О. Кесслер // Труды Санкт-Петербургского общества естествоиспытателей. – 1882. – Т. 13, вып. 1. – С. 55–72.
9. Браунер А. А. Заметки о птицах Херсонской губернии / А. А. Браунер. – Одесса, 1894. – 93с.
10. Сомов Н. Н. Орнитологическая фауна Харьковской губернии / Н. Н. Сомов. – Харьков, 1897. – 860 с.
11. Боровиков Г. А. Материалы для орнитологии Екатеринославской губернии / Г. А. Боровиков // Сборник трудов биологического кружка при Новороссийском институте. – Одесса, 1907. – № 2. – 98 с.
12. Ильичев В. Д. О расширении ареала удода в Башкирии / В. Д. Ильичев // Орнитология. – М.: МГУ. – 1959. – Вып. 2. – С. 157–158.
13. Андрущенко Ю. А. Видовое разнообразие птиц побережья Сиваша в гнездовой период / Ю. А. Андрущенко, Е. А. Дядичева, Р. Н. Черничко // Сборник научных трудов Азово-Черноморской орнитологической станции. – Мелитополь-Симферополь, 1998. – С. 7–18.
14. Дядичева Е. А. Оценка роли малых рек в сохранении биоразнообразия гнездовых орнитокомплексов на примере р. Молочной (Запорожская обл.) / Е. А. Дядичева, И. И. Черничко, А. В. Мацюра // Фауна, экология и охрана птиц Азово-Черноморского региона: сб. науч. трудов. – Симферополь, 1999. – С. 18–22.
15. Попенко В. М. Гнездящиеся птицы острова Ермаков / В. М. Попенко, Е. М. Дядичева // Фауна, экология и охрана птиц Азово-Черноморского региона: сб. науч. трудов. – Симферополь, 1999. – С. 29 – 35.
16. Новиков Г. А. Полевые исследования по экологии наземных позвоночных / Г. А. Новиков. – М.: Сов. наука, 1953. – 502 с.
17. Будниченко А. С. Птицы Аникиевского лесничества Кировоградской области и соседних полегающих лесных полос / А. С. Будниченко // Зоологический журнал. – 1961. – Т. 40, № 3. – С. 408–415.
18. Arlettaz R. Ecologie d'une population de huppes, *Upupa epops*, en Valais: repartition spatiale, biotopes et sites de nidification / R. Arlettaz // Nos oiseaux. – 1984. – № 394. – S. 197–222.
19. Grüll A. Rufaktivität, Revierverhalten und Polygynie Beim Wiedehopf *Upupa epops* in Neusiedler See-Gebiet, Österreich / A. Grüll, J. Grof, J. Steiner // Vogelwelt. – 2007. – 128. – N 2. – С. 67–78.

20. Stange C. Brutbestand; Höhlenkonkurrenz, Reproduktion und Nahrungsökologie des Wiedehopfes *Urupa erops* in Südbaden / C. Stange, P. Havelka // Vogelwelt. – 2003. – 124. – N 1. – S. 25–34.
21. Дракчиев А. Принос върху биотопното разпределение и численост на папуняка (*Urupa erops* L.) в България / А. Дракчиев, Д. Нанкинов, В. Пенчев // Науч. тр. Пловдив. ун-т. Биол. – 1985. – № 1. – С. 97–101.
22. Грищенко В. М. Гніздування одуда в шпаківні / В. М. Грищенко // Беркут. – 1992. – Т. 1, вип. 1. – С. 64.
23. Högström S. Härfagel *Urupa erops* höchande på Gotland 1971 / S. Högström // Var fagelvärld. – 1973. – N 1. – S. 40–42.
24. The BCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance / Edited by Ward J. M. Hagemer ijer M. J. Blair // T & AD Poiser. – London, 1997. – P. 432–438.
25. Птицы России и сопредельных регионов: совообразные, козодоеобразные, стрижеобразные, ракшеобразные, удообразные, дятлообразные [авт. В.Т.Бутьев и др.]. – М.: КМК, 2005. – 488 с.
26. Клестов Н. Л. Формирование околородных орнитокомплексов под влиянием гидростроительства (на примере р. Днепр) / Н. Л. Клестов. – К.: Ин-т зоологии АН УССР, 1991. – 69 с.
27. Grüll A. Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes *Urupa erops* L., im National park Neusiedler See-Seewinkel / A. Grüll, J. Grof, J. Steiner // Egretta. – 2008. – 49. – С. 6–18.
28. Афанасова Л. В. Изменение численности удода на Ставрополье / Л. В. Афанасова, А. Н. Хохлов // Всесоюзное научно-методическое совещание зоологов пед. вузов: матер. – Махачкала, 1990. – С. 12–16.
29. Аверин Ю. В. Птицы Молдавии / Ю. В. Аверин, И. М. Ганя. – Кишинев, 1970. – Т. 1. – С. 53–64.
30. Бакаев С. Экология гнездования удода *Urupa erops* L. в Зерафшанской долине / С. Бакаев, А. Сагитов // Экология и морфология животных. – Самарканд, 1980. – С. 19–36.
31. Хохлов А. Н. К гнездовой экологии удода в Ставропольском крае / А. Н. Хохлов, Л. В. Афанасова // Гнездовая жизнь птиц. – Пермь, 1986. – С. 42–45.
32. Steiner J. Bruterfolg und Ansiedlung sentfernung beim Wiedehopf (*Urupa erops*) im Neusiedler See-Gebiet 1961-1991 / J. Steiner, R. Tretbl, A. Grüll // Egretta. – 2003. – 46. – N 2. – S. 136–146.
33. Измайлов И. В. Фауна птиц и млекопитающих Хоперского государственного заповедника / И. В. Измайлов // Труды Хоперского гос. заповедника. – М., 1940. – С. 89–173.
34. Шупова Т. В. К вопросу о питании удода в условиях степной зоны Украины / Т. В. Шупова // Вісник Луганського державного педагогічного університету ім. Т. Шевченка. – 2002. – № 1. – С. 69–71.

Шупова Т. В. Існування одуда (*Urupa erops*) в умовах антропоїчної трансформації ландшафтів // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 90–97.

Наданий аналіз гніздування одуда в умовах сучасної трансформації середовища існування. Щільність гніздування птахів залежить від ступеня облісненості та еродованості території. В регіонах з нестабільними умовами існування її показники суттєво коливаються. В середньому на півночі степової зони України щільність гніздування одуда склала 0,03 пар/км², причому на території нетрансформованих біотопів цей показник сягає 0,8 пар/км². В ландшафтах, що підлягають суттєвому антропоїчному впливу оселяється 38,2% популяції одудів. Наголошено на необхідності охорони виду та занесенні його до Червоної книги України.

Ключові слова: одуд, чисельність, степова зона України, біотопічний розподіл.

Shupova T. V. Hoopoe (*Urupa erops*) in the anthropic transformation landscape // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 90–97.

The analysis of the Hoopoe nesting in the modern transformation of the Habitat was given. The density of nesting birds depends on the extent of forest cover and the area erosion. In regions with unstable living conditions its indexes significantly fluctuate. On average in the north of the steppe zone of Ukraine Hoopoe nesting density was 0.03 pair per km² in non-transformed habitats, this figure rises to 0.8 pair per km². In landscapes subject to significant influence of anthropic inhabit 38.2% of Hoopoes. It was shown that the protection and including of Hoopoe in the Red Book of Ukraine is necessary.

Key words: Hoopoe, Ukrainian Steppe zone, numbers, biotopical distribution.

УДК 574.5/6:612.176

ОТКЛИК ГИДРОБИОНТОВ НА СТРЕССОВЫЕ ФАКТОРЫ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ

Шахматова О. А.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
oshakh@gmail.com*

В обзоре приведена информация о стрессовых факторах воздействия на морские экосистемы. Выделены биотические, абиотические и антропогенные направления экологического воздействия. Сделан акцент на роли климатических аномалий, которые в условиях антропогенного прессинга могут вызывать широкомасштабные трансформации экосистем. Приведены способы определения экологических рисков. Дана оценка основных структурно-функциональных и молекулярных биомаркеров при проведении мониторинговых работ.

Ключевые слова: морские экосистемы, стрессовые факторы воздействия, мониторинг, структурно-функциональные и молекулярные биомаркеры

ВВЕДЕНИЕ

Устойчивое развитие человечества невозможно без сохранения окружающей природной среды [71]. Снижение способности природных экосистем к восстановлению и самоочищению обусловлено деградацией природных биоценозов, истощением вод и почв, уменьшением биоразнообразия. В условиях возросшей антропогенной нагрузки качество морских экосистем напрямую связано с охраной их ключевых биотопов и формированием сети охраняемых акваторий, которые служат натурными полигонами для изучения нормального функционирования организмов и нормы их отклика на условия среды. При проведении комплексного мониторинга акваторий МРА и других прибрежных акваторий актуальным является исследование стрессовых факторов и последствий их разрушительного влияния на все звенья морских экосистем.

СТРЕССОВЫЕ ФАКТОРЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА МОРСКИЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Морские экосистемы подвергаются воздействию биотических, абиотических и антропогенных факторов, при этом роль собственно биологических взаимодействий в морских экосистемах является наименее исследованной проблемой современной морской биологии [27]. Одним из актуальных вопросов биотических взаимодействий является проблема вселения видов с балластными водами и судовым обрастанием, а также исследование возможных последствий, возникающих в результате биоинвазий [16]. Так, в Саратовском водохранилище в связи с саморасселением и частично ненаправленной интродукцией отмечено проникновение 21 вида (из 67 присутствующих) [25]. Отдельные исследователи считают инвазийные процессы наиболее стрессовым фактором воздействия на

морские экосистемы [82] и основной непризнанной угрозой для биоразнообразия [80]. Среди природных явлений, оказывающих существенное воздействие на морские организмы, выделяется климатический фактор, изменения которого обуславливаются, по мнению экспертов, наметившимися тенденциями глобального потепления, в основе которого – цикличность глобальных процессов и накопление техногенных газов в земной атмосфере [27; 40; 71]. Глобальное потепление климата оказывает заметное влияние на многие биологические системы. Ранее считалось, что периодические экологические факторы, которые связаны с природными явлениями, не являются стрессовыми и не выводят организмы за пределы нормы реакции. Однако в современных условиях повышенной антропогенной нагрузки на экосистемы в целом периодические явления могут вызывать необратимые изменения в морских биоценозах. В частности, все чаще отмечается «сезонная гипоксия», причиной которой является микробиологическое окисление «избыточной» биомассы диатомовых водорослей, осевших на дно в условиях слабой динамики вод и низкой интенсивности фотосинтеза [48], или может быть обусловлено цветением цианобактерий [1]. Аномальное повышение температуры морской среды в летний период в условиях эвтрофирования оказывает влияние на изменение величин первичной продукции [57], а в сочетании с рядом факторов (снижение солености, слабая проточность) может вызывать повышение трофности акваторий даже при отсутствии поступления биогенных элементов [13]. Климатические аномалии в условиях усиливающегося антропогенного прессинга могут вызывать крупномасштабные трансформации экосистем. Смена в середине 1980-х гг. восточной формы колебаний атмосферной циркуляции на западную обусловила распresнение Азовского моря и понижение общей биомассы зообентоса, особенно моллюсков, а также уменьшение воспроизводства запасов промысловых рыб [10].

Среди климатических стресс-факторов, отрицательно воздействующих на гидробионты и их сообщества, – ультрафиолетовое излучение (УФ). Отмечено его разрушительное влияние как на сообщества в целом, так и на отдельные виды. Установлено, что чем примитивнее устроен организм, чем ниже его филогенетический статус, тем более устойчив он к воздействию ультрафиолетового излучения. В частности, наибольшую толерантность к этому фактору проявляют сине-зеленые водоросли. Показано, что вредное воздействие УФ излучения на растения предотвращают защитные флавоноидные пигменты [86]. УФ фактор разрушительно влияет на физиологические процессы макроводорослей: отмечено не только угнетение фотосинтеза и связанных с ним пигментных систем, но также изменение активности многих ферментов и липидного состава водорослей [58; 61]. Изменение основных гидрохимических характеристик морской воды также сказывается на состоянии гидробионтов, при этом температура и соленость являются основными лимитирующими факторами для их роста и развития. Так, при значениях температуры воды ниже 18°C прекращается нерест устриц в заливе Петра Великого [12], тогда как рост и развитие морского дальневосточного гребешка замедляется при температуре выше 16°C [43]. Нормальное развития личинок снетка *Atherina hepsetus* происходит при значениях температуры 22–25,5° и содержании

кислорода в морской воде 6–7,5 мл/л [54]. Отмечено влияние на гидробионтов даже незначительных флуктуаций значений этих факторов. Установлено, что при небольших колебаниях солености морской воды существенно ускоряется скорость линейного и весового роста моллюска *Lymnaea stagnalis*, уменьшается вариабельность особей по длине и массе [21]. В оптимальных переменных режимах солености моллюски раньше приступают к размножению, возрастает их плодовитость, снижается смертность. Небольшие синусоидальные колебания температуры, солености и концентрации кислорода оптимизируют рост и общее состояние рачков *Leander modestus*, моллюсков *Pila* sp. и гидрофита *Elodea canadensis*. Колебания температуры ускоряют рост *E. canadensis* и повышают интенсивность ее фотосинтеза [22].

Антропогенные экологические факторы отражают воздействие человека, как на живые организмы, так и на абиотические факторы среды обитания. Так, загрязняющие вещества, поступая в морскую среду, изменяют ее основные гидрохимические характеристики – pH, соленость, прозрачность, содержание кислорода, что разрушительно действует на биоту. Из факторов антропогенного характера, оказывающих наибольшее отрицательное влияние на морские экосистемы, некоторые авторы выделяют промышленное рыболовство. Быстрый прогресс в рыбодобывающих технологиях (мощность судов, новые средства навигации, чувствительные эхолокаторы, высокая эффективность орудий лова и т.д.), избирательность изъятия, невозможность контроля выловов и приловов изменили свойства интенсивно эксплуатируемых промысловых морских экосистем [27].

Особую опасность для прибрежных экосистем представляют разработки подводных месторождений полезных ископаемых, не только нефти, но и газа, цветных металлов, а также добыча песка, гравия, дноуглубительные и взрывные подводные работы [30]. Разработка месторождения полезных ископаемых инициирует в районе их освоения трансформацию экологических функций литосферы: ресурсной, геодинамической, геохимической, геофизической, в результате чего повсеместно наблюдается ухудшение качества ресурса геологического пространства для существования биоты, и, как следствие, деградация придонных биоценозов [11]. Так, в зонах разработки месторождений газа на северо-западном шельфе Черного моря и в Каркинитском заливе в местах размещения стационарных морских платформ обнаружено увеличение суммарных концентраций нефтепродуктов и тяжелых металлов (Hg, Cu, Pb, Cd, Cr) в воде и донных отложениях [50]. Гидротехнические и строительные работы, проводящиеся особенно активно в последние годы, наносят значительный ущерб природным комплексам. Так, развитие портового хозяйства в районе Усть-Луги, Приморска и Высоцка (Ленинградская область) уже явилось причиной сокращения популяций отдельных ценных промысловых видов рыб, а проекты по изменению береговой линии вследствие намыва новых территорий будут иметь далеко идущие последствия для экосистемы всего региона в целом [2].

Разрушительное влияние на донные морские экосистемы оказывает также дреджинг – драгирование дна. Последствия от использования дреджинг-систем в

прибрежных районах западной части южной Португалии оказались катастрофическими для макро- и мейобентоса до глубин 7–9 м. Наиболее подверженными процессу элиминирования оказались популяции *Amphiura mediterranea*, *Spisula solida*, *Diogenes pugilator*, а также представители Ampeliscidea, Haustoriidae и Nemertinea. Структура донного сообщества в области отлова также менялась, было отмечено преобладание небольших, с коротким сроком существования оппортунистических видов, в то время как структура сообщества в зоне, где драгирование определенное время отсутствовало, характеризовалась преобладанием менее устойчивых и долгоживущих сидячих организмов [65]. На существенное снижение биоразнообразия донной флоры фауны при драгировании указывают также Гаспар и Каменос с соавторами [74; 76]. Проведенное ранжирование бентосных видов по чувствительности к повреждению драгированием показало, что особенно чувствительными к дреджингу оказались большой и королевский гребешок, что, вероятно, связано с морфологическими и поведенческими характеристиками этих видов. Считается, что такая избирательная смертность отдельных видов в сообществе может иметь долгосрочные последствия для экосистемы в целом

Среди антропогенных факторов воздействия на Мировой океан особое внимание уделяется антропогенной эвтрофикации [81]. Антропогенное воздействие подразумевает загрязнение биогенными элементами (углерод, азот, фосфор, кремний) а также химическое и нефтяное загрязнение. К числу наиболее опасных загрязнителей морской среды, в том числе Черного моря, имеющих антропогенное происхождение, относятся нефть, нефтепродукты, хлорированные и полиароматические углеводороды, фенолы, синтетические поверхностно-активные вещества, неорганические вещества (тяжелые металлы) и радионуклиды [15]. Известно, что реки, впадающие в Черное море, также приносят колоссальные количества соединений фосфора и азота, вызывая «цветение» или эвтрофикацию.

Катастрофические последствия в морских экосистемах, особенно в замкнутых морях по мнению многих исследователей, вызывает разлив нефтеуглеводородов [35; 68]. Однако возможности самоочищения даже закрытых водоемов огромны. Об этом свидетельствуют результаты исследований последствий катастрофы танкера «Волгонефть-139» в Керченском проливе 11 ноября 2007 г., полученные в 2007–2008 гг. Установлено, что ситуация, связанная с локальным ухудшением условий среды в Керченском проливе в первые месяцы после катастрофы (от 3 до 14 тыс. ПДК нефтепродуктов в воде и сгустков свежего мазута в донных отложениях), уже к маю 2008 г. изменилась, показатели по нефтяному загрязнению вод и дна пролива стабилизировались, а к августу 2008 г. воды пролива полностью очистились от аварийного разлива мазута [51]. Использование для очистки водной среды от нефти организмов-фильтраторов обсуждается давно [29; 39], однако в настоящее время обнаружена функциональная активность макрофитов, в частности, фукуса, в комплексе с углеводородокисляющими бактериями дизельного топлива [8]. Показано, что эти бактерии в симбиозе с морскими макрофитами превращают нефтепродукты на поверхности водорослей в доступные для поглощения и включения в их метаболизм соединения. Экспериментально доказана способность к

нейтрализации дизельного топлива в воде у видов *Fucus vesiculosus*, *F. distichus* и *F. serratus*. Для оценки состояния экосистем после разливов нефти, применение биологических показателей часто оказывается нецелесообразным. В этом случае диагностика стрессовых состояний гидробионтов, связанных с воздействием нефтеуглеводородов, успешно осуществляется с помощью биохимических биомаркеров. Так, при аварии, повлекшей за собой разлив нефти в реке Флавия (NE Каталония, Испания), пришлось отказаться от определения IPS- индекса (Specific Pollution Sensitivity Index) для диатомовых и бентосных макробеспозвоночных из-за его низкой информативности, тогда как биохимические показатели в печени автохтонных рыб вида *Barbus meridnalis* – активность 7-ethoxyresourfin-O-deethylase (EROD), активность антиоксидантного фермента каталазы, определение флуоресценции нефтеуглеродных комплексов в желчи-(FACs) проявили наибольший отклик. Особенно отмечен показатель активности каталазы – депрессия активности фермента печени рыб в загрязненном нефтью районе составила 400% [68]. Нецелесообразность применения биологических индексов при диагностике долгосрочного воздействия фактора разлива нефти на прибрежные экосистемы отмечают и другие исследователи. Так, при анализе состава мейофауны на песчаном пляже в центральной части Западного побережья Индии после транспортной аварии было обнаружено значительное снижение ее абсолютного обилия в течение 3 дней с момента катастрофы. Снижение численности и биомассы было наиболее заметно для доминирующих групп – нематод и гарпактицид. Однако при оценке долгосрочного воздействия нефтеуглеводородов на структурные показатели популяций мейобентоса значительных изменений в основных уровнях таксонов обнаружено не было [60].

Одним из главных антропогенных факторов, сравнимым по степени воздействия на экосистемы морей, с геологическими процессами, в настоящее время считается загрязнение химическими отходами производства. Концентрация в водах Балтийского моря солей тяжелых металлов, полихлорбифенилов превышает ПДК в сотни раз, становясь причиной гибели многих видов морских животных, которые утрачивают репродуктивную способность [14]. Во многих районах Мирового океана сама возможность существования жизни в водной среде становится проблематичной. Ежегодный сброс хозяйственно-бытовых стоков в Черном море достиг 571 млн. м³, из которых только на регион Севастополя приходится 10,8% [36]. На дне Черного моря расположено 16 официальных мест дампинга, при этом 10% общего загрязнения моря обусловлено этими свалками. Кроме того, морская вода и донные грунты насыщены пестицидами, полихлорированными бифенилами и детергентами, которые в значительной степени ухудшают состояние экосистемы [91].

В современных условиях для контроля состояния водной среды предлагается оптимизированная схема экологического мониторинга прибрежных экосистем (на примере залива Петра Великого), состоящая из 3 блоков: мониторинг исследования воздействия источников загрязнения; мониторинг состояния (качества) среды, мониторинг эффектов влияния на гидробионтов [38]. Однако проблема контроля за состоянием природных ресурсов столь серьезна, что ее невозможно решить только

на уровне исследования эффектов ядов. В связи с этим предлагаются многоуровневые концепции, объединяющие экотоксикологические, экоэпидемиологические подходы, выходящие за рамки простого изучения отклика организмов на уровне доза – эффект [70]. Одна из них – представление об относительной стабильности экосистем и их биологических и небιологических компонентов на основании условной (байесовской) вероятности их последовательного ответа на некогерентные возмущения [70]. Это обусловлено тем, что антропогенный или природный стресс может привести к нарушению структуры, функций и/или организации диссипативных систем на любом уровне экосистемы, некогерентные отклики становятся более вероятными, в результате чего система теряет устойчивость и способность к саморегулированию.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

При исследовании экологических рисков, как правило, используют два подхода – изучение воздействия ксенобиотиков в природной среде и лабораторные испытания [77]. Для получения объективных результатов в мониторинговых исследованиях необходимо выбрать организмы-индикаторы и биомаркеры – молекулярные, клеточные, физиологические, организменные и популяционные параметры.

Ключевой проблемой мониторинга является определение уровня биомаркеров у гидробионтов, функционирующих в нормальных условиях. Однако экологическое состояние морской среды в результате антропогенного прессинга не всегда позволяет провести их прямое измерение. Поэтому можно надеяться лишь на сравнительные исследования в районах с различным уровнем загрязнения. Одним из важнейших требований к экологическому мониторингу является необходимость зависимости уровня биомаркера от концентрации вещества, загрязняющего акваторию [75]. Это требование придало экологическому мониторингу особо важное значение, так как по уровню отклика биомаркера стало возможным количественно характеризовать состояние морской среды, используя потенциальную возможность соответствия между биохимическим откликом организмов на стресс, возникающий при действии повреждающего фактора окружающей среды, и концентрацией этого фактора в самой среде [89; 67].

Экотоксикологические биомаркеры можно условно разделить на две категории: структурно-морфологические и функциональные. Структурно-морфологические используются для выявления отдаленных последствий загрязнения: плотность, биомасса, индекс эвтрофирования (ИНЭК) для микрозоопланктона и плотность поселения олигохет, биотический коэффициент и биотический индекс (АМБИ) для зообентоса. Эти показатели позволяют выделить в исследуемых водоемах зоны угнетения, эвтрофирования и фоновые зоны [24]. Показатели видового состава и расчет флористического коэффициента макрофитобентоса отражают состояние акваторий с различной степенью антропогенной трансформации при действии рекреационного фактора [9]. Общую оценку экотоксикологической ситуации водной среды часто дают на основании исследования фитопланктонных сообществ, которые бурно развиваются при повышении эвтрофикации прибрежных вод.

Самыми информативными структурно-функциональными показателями состояния прибрежных экосистем считаются распространение и относительное обилие фитопланктонных видов-индикаторов, особенно диатомовых водорослей [6]. Популяционная структура данных видов всегда соответствовала изменению регистрируемых экологических факторов. Показано также сокращение числа видов мизид (ракообразные) под влиянием антропогенного загрязнения и изменение их популяционной структуры в заливе Петра Великого (Японское море) [52].

Однако не всегда структурно-морфологические показатели являются информативными – как это было показано выше, в частности, при воздействии нефтяного загрязнения [68]. Нарушение функциональных характеристик системы проявляется значительно быстрее. Преимуществом использования биохимических параметров в качестве биомаркеров является почти мгновенная их реакция на ухудшение состояния морских акваторий, а также возможность комплексной оценки загрязнения [67].

В качестве основных молекулярных биомаркеров метаболизма используются – Na^+ - K^+ -АТФаза, Mg^{2+} -АТФаза и общая АТФазная активность, содержание макроэргических соединений (АТФ), активность протеаз, лизосомальных ферментов, щелочных и кислых ДНКаз, РНКаз, фосфатаз и фосфодиэстераз; аминотрансфераз (аланин, аспартат -аминотрансферазы), щелочная и кислая фосфатазы, альдолаза, содержание различных биологических активных веществ, таких, как токоферолы, ретинол, соотношение ДНК/РНК [37; 32; 44; 67], импосекс (показатель нарушения эндокринной системы), белок металлтионеин, активность ацетилхолинэстеразы, показатели дестабилизации лизосомальных мембран и пролиферации пероксисом [64; 73]. Кроме того, для оценки состояния гидробионтов предлагается использовать иммунологические и генетические молекулярные маркеры [83; 73]. К молекулярным биомаркерам относят также ферменты I фазы биотрансформации ксенобиотиков: этоксирезорифин О-деэтилаза (EROD) и цитохром P450 индукционной системы, а также представители каскада ферментов II фазы биотрансформации – глутатион-S-трансферазы (GST), которые, наряду с антиоксидантными ферментами, такими, как каталаза (КАТ), супероксиддисмутаза (СОД) и глутатионпероксидаза (ГП), принимают участие в защите клетки от последствий окислительного стресса. [88; 72].

Применение антиоксидантных биохимических параметров, по мнению многих исследователей, имеет важные преимущества. Так, при изучении влияния полициклических ароматических углеводородов донных осадков в печени камбалы *Limanda limanda*, обычные биохимические маркеры, такие, как цитохром – P450_{1A}, реагировали на 140 день эксперимента, а увеличение активности СОД, КАТ и процесс ПОЛ инициировалось уже на 8–й день, что позволило авторам сделать вывод о возможности применения антиоксидантных показателей в качестве биомаркеров токсического стресса [89]. Таким образом, в настоящее время ключевым звеном адаптационных процессов считается метаболическая антиоксидантная система (АОС), активация которой рассматривается как универсальный отклик биоты на агрессивное воздействие окружающей среды. Инициация АОС проявляется в стимуляции активности ферментов, блокирующих

распространение свободных радикалов при стрессе, таких, как СОД, КАТ, аскорбат- и глутатион-пероксидазы и редуктазы [89]. Из них именно КАТ (ЕС 1.11.16) у большинства гидробионтов, в том числе и у макрофитов, проявляет максимальную ответную реакцию на изменение качества среды [3; 7; 55].

К наиболее часто используемым молекулярным биомаркерам относится процесс ПОЛ, являющийся универсальным интегральным показателем окислительного стресса. Накапливающиеся в процессе ПОЛ свободные радикалы дисмутируются ферментом СОД в менее токсичную перекись водорода, которая разлагается ферментом КАТ до нетоксичных соединений – воды и молекулярного кислорода. КАТ активируется при высоких концентрациях перекиси, пероксидаза – при низких. Эти показатели являются ядром адаптационного антиоксидантного комплекса, определение их экономично и не занимает много времени, часто при этом используют еще глутатион-трансферазы и редуктазы [89; 63]. Кроме высокомолекулярных антиоксидантов в качестве молекулярных биомаркеров применяют низкомолекулярные соединения, обладающие антиоксидантной активностью: содержание витаминов А (ретинола), С (аскорбиновой кислоты), Е (α-токоферола), тиолов (глутатиона и цистеина), катехоламинов, убихинона. Отдельные авторы предлагают наряду с традиционными антиоксидантами количественно определять общий антиоксидантный потенциал ткани гидробионтов для нейтрализации активных форм кислорода [62]. На протяжении более 20 лет (с начала 90-х годов) аниоксидантный комплекс успешно используется для сравнительной оценки состояния как гидробионтов, так и морских акваторий [89].

В водной среде создаются благоприятные условия для аккумуляции загрязняющих веществ в тканях гидробионтов и, как показали исследования, чем выше трофический уровень, тем больше концентрация загрязняющего вещества. Накопление ксенобиотика от низшего звена трофической цепи к каждому последующему сопровождается увеличением его содержания на один порядок, при этом происходит концентрация загрязняющего фактора от минимальных доз в воде – 1 мг/л до 10 и 1000 мг/кг в тканях гидробионтов, находящихся на вершине трофической цепи. У крупных морских млекопитающих увеличение концентрации загрязнителей возрастает на 6–7 порядков [19].

В качестве организмов-индикаторов для мониторинга морских экосистем чаще всего используют микро- и макрозоопланктон и зообентос [24; 69], организмы сообщества обрастания [47], в частности, динофлагелляты *Lingulodinium polyedrum* [78], моллюски (*Mytilus galloprovincialis*, *Mytilus trossulus*, *Crenomytilus grayanus*, *Scapharca broughtoni*, *Modiolus kurilensis* [31; 26; 42; 46; 34; 59], морские макрофиты и травы [49; 5; 28; 20; 84], рыбы [37; 45; 4; 23; 44; 18; 68].

Рыбы как верхнее трофическое звено водной экосистемы являются важными индикаторами загрязнения, по изменению их физиолого-биохимического состояния можно оценить и прогнозировать последствия распространения токсических веществ в воде. Они интегрируют неблагоприятные эффекты комплекса различных воздействий, имеют достаточно большие размеры и продолжительность жизни, обладают резистентностью к сублетальным воздействиям ксенобиотиков, что позволяет использовать их для прогнозирования изменений в водной среде [33].

Существование строгой зависимости между уровнем метаболизма и ферментативной активностью позволяет охарактеризовать статус рыб с помощью молекулярных биомаркеров [45; 44]. При сравнительном исследовании активности глутатион-S-трансферазы, СОД, КАТ, содержания восстановленного глутатиона и уровня ПОЛ в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского и Уссурийского заливов в летний период сделан вывод о различном уровне загрязнения акваторий [17]. Изучение влияния загрязнения на мышечные ткани барабули *Mullus barbatus* в порту Ливорно (Средиземное море) показало отклик основных компонентов антиоксидантной системы СОД, КАТ, глутатионпероксидазы, глутатионредуктазы, глиоксалазы (I и II), а также общего глутатиона на загрязнение. Эти данные были подтверждены измерением общей антиоксидантной емкости тканей (TOSC) [85]. Исследования показателей АО комплекса в печени автохтонных рыб *Barbus meridionalis* после разлива нефти в Каталонии (Испания) выявило снижение активности КАТ в 4 раза в загрязненных районах по сравнению с условно чистыми [68]. Влияние персистентных ксенобиотиков Таганрогского залива на активность комплекса антиоксидантных ферментов отмечено в печени бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* [18].

Моллюски, являясь организмами-фильтраторами, перекачивая значительные количества водных масс, очищают водную среду от загрязнения и накапливают поллютанты и продукты их трансформации. Можно сказать, что они выполняют функцию почек в глобальном водном организме и являются традиционными индикаторами загрязнения. Наибольшую функциональную нагрузку несет у этих гидробионтов жаберная ткань. Так, при исследовании тканевой специфики антиоксидантного (АО) ферментного комплекса черноморского двустворчатого моллюска *Mytilus galloprovincialis* показано, что наибольшую окислительную стрессовую нагрузку испытывают жабры. АО комплекс этой ткани в большей степени зависит от условий среды, чем от состояния моллюска, что позволяет использовать жаберную ткань для целей экодиагностики. Обнаружено, что снижение содержания каротиноидов в тканях при воздействии загрязнения сопровождается депрессией ключевых ферментов антирадикальной защиты СОД и КАТ и падением ресурса восстановленного глутатиона (GSH). [46]. При изучении влияния бензопирена на *Mytilus galloprovincialis* был отмечен значительный отклик глутатион-S-трансферазы GST, КАТ и ДТ-диафразы (DTD). Активность этих ферментов предложена в качестве потенциальных биомаркеров окислительного стресса, в то время как активность ацетилхолинэстеразы, по мнению исследователей, является показателем нейротоксичности ксенобиотика [59]. Активность АТФаз, уровень ПОЛ и концентрация глутатиона достоверно изменялась у мидий из загрязненных районов по сравнению с условно чистыми в заливе Петра Великого в Японском море [26].

Исследования макрофитов в качестве индикаторов загрязнения часто связаны с филогеографическим подходом: изучается распределение водорослей, отличающихся морфологической изменчивостью, таких как *Phyllocladion anastomosans*, виды *Cladophoropsis* и *Struveopsis* [90]. Среди пресноводных макрофитов сосудистые растения в качестве тестовых видов используются

значительно реже, нежели морские макрофиты [79]. Для черноморских макрофитов проведено ранжирование видов красных и зеленых водорослей по степени отклика их антиоксидантной системы на хозяйственно-бытовое загрязнение акваторий: *Callithamnion corymbosum* > *Laurencia coronopus* > *Gelidium spinosum* > *Polysiphonia subulifera* > *Ceramium virgatum* > *Corallina elongata* > *Ceramium diaphanum* > *Gelidium crinale* > *Ulva intestinalis* > *Cladophora albida*, что позволило отнести к видам-индикаторам виды красных водорослей – *Callithamnion corymbosum*, *Laurencia coronopus* и *Gelidium spinosum*. У этих видов АК возрастала в несколько раз или на порядок в сильнозагрязненных акваториях по сравнению со слабозагрязненными [28]. В целом максимальный отклик на повышение хозяйственно-бытового загрязнения в Севастопольской бухте проявляли красные водоросли, их значения АК возрастали в сильнозагрязненных акваториях по сравнению со слабозагрязненными в 3–13 раз. При мониторинге морских акваторий в качестве видов – индикаторов предлагаются также *Ulva intestinalis* и *Ceramium virgatum* [49; 53], для которых установлена экспоненциальная зависимость активности КАТ от содержания нитратов и нитритов в морской воде, что позволяет по уровню охарактеризовать качество среды по уровню биомаркера [56]. При исследовании черноморской бурой макроводоросли *Cystoseira crinita* было выявлено, что у растений, произрастающих в загрязненной и эвтрофированной среде, наблюдается изменение отношения массы ветвей в сторону развития адвентивного комплекса, снижение удельной поверхности и удельной длины слоевища [5]. При увеличении комплексного загрязнения среды наблюдается адаптивное изменение окислительно-восстановительного статуса водоросли, снижение общего пула пигментов в молодых основных ветвях первого порядка [5].

В последние годы для оценки действия токсикантов предлагается использовать комплексный подход в изучении связи между конкретными молекулярными процессами (активностью ферментов биотрансформации ксенобиотиков, показателями антиоксидантной системы) и поведенческими реакциями гидробионтов. Так, при изучении действия фенантрена на морского леща (*Sparus aurata*) было обнаружено увеличение общей EROD-активности, (ethoxyresorufin-O-deethylase), глутатион-S-трансферазы (GST), СОД, КАТ и процесса ПОЛ на 17–37%, что сопровождалось летаргическими реакциями [66]. Некоторые исследователи при изучении воздействия загрязняющих веществ используют не только показатели окислительного стресса, но и активность холинэстеразы для выявления нейротоксичности поллютанта [87], а также комплексное применение иммунологических и биохимических подходов [83]. Однако ядром адаптационных процессов у гидробионтов при исследовании воздействия персистентных ксенобиотиков все-таки остается антиоксидантная система [89; 55].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ.

Таким образом, состояние морских экосистем настолько сложное, а антропогенный прессинг настолько велик, что для решения задач сохранения морского биоразнообразия необходим комплексный подход для проведения мониторинговых исследований. Они должны проводиться на всех уровнях

экотоксикодинамики: молекулярном, клеточном, организменном, популяционном и экосистемном. Среди значительного количества используемых молекулярных маркеров выделяются показатели антиоксидантной системы, которая является ядром адаптационных процессов. Ее использование реализует наиболее адекватный уровень оценки загрязнения акваторий и позволяет дать прогностическую оценку возможной трансформации морских экосистем и сообществ в сложных экологических условиях. Многоуровневый и комплексный подход к оценке состояния морских экосистем предусматривает участие в мониторинге не только специалистов разных дисциплин, но и заинтересованность в нем представителей власти, государственных органов, с целью объединения научных, финансовых и информационных усилий для контроля и предотвращения последствий влияния основных стрессовых факторов. Это является, по нашему мнению, залогом нормального функционирования морских экосистем, сохранения их биологического разнообразия и, как следствие, решения многих социально-экономических проблем, связанных с морехозяйством.

Благодарности. Исследования выполнены при финансовой поддержке проекта 7-й рамочной программы Европейского Союза (FP7/2007–2013), проект COCONET «Towards COast to COast NETworks of marine protected areas (from the shore to the high and deep sea), coupled with sea-based wind energy potential» (No. 287844).

Список литературы

1. Александров С.В. Влияние климатических изменений на уровень эвтрофирования Куршского залива // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. – 2010. – № 1. – С. 49–57.
2. Александрова Л.В., Ткаченко Н.Н. Геоинформационная система мониторинга акватории Балтийского моря // Известия Южного федерального университета. – Технические науки. – 2011. – Т. 122, № 9. – С. 8–12.
3. Алешко С.А. Активность антиоксидантных ферментов и уровень перекисного окисления липидов у рыб и двусторчатых моллюсков из залива Петра Великого (Японское море) // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. Материалы второй научной конференции с участием стран СНГ (11-14 сентября 2007 г.). – Петрозаводск, 2007. – С. 13–14.
4. Алешко С.А., Лукьянова О.Н. Сезонные изменения некоторых параметров биотрансформации и антиоксидантной системы в печени полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского залива Японского моря // Биология моря. – 2008. – Т. 34, № 2. – С. 148–151.
5. Афанасьев Д.Ф. Адаптационная пластичность морфологических и физиолого-биохимических параметров *Cystoseira crinita* // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2008. – Т. 152. – С. 64–71.
6. Бегун А.А., Звягинцев А.Ю. Биоиндикация качества морской среды по диатомовым водорослям в обрастании антропогенных субстратов // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2010. – Т. 161. – С. 177–198.
7. Бельчева Н.Н., Слободенюк А.Ф., Шулькин В.М. и др. Сравнительная оценка антиоксидантной защиты в трех популяциях мидии из загрязненной и чистых акваторий // Современные проблемы физиологии и биохимии водных организмов. – Материалы второй научной конференции с участием стран СНГ (11–14 сентября 2007 г.). – Петрозаводск, 2007. – С. 20–21.
8. Воскобойников Г.М., Зубова Е.Ю. Морские водоросли в санитарной аквакультуре: теория и практика // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 62–63.

9. Галышева Ю.А., Христофорова Н.К. Среда и макробентос залива Восток Японского моря в условиях рекреационного воздействия // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2007. – Т. 149. – С. 270–309.
10. Гаргопа Ю.М., Сарвилина С.В. Климатические изменения зообентоса Азовского моря в условиях антропогенных воздействий // Водные ресурсы. – 2011. – Т. 38, № 6. – С. 698–706.
11. Горбатюк Л.О., Шаловал Т.Н., Миронюк М.А., Арсан О.М. Некоторые аспекты нефтяного загрязнения водоемов (обзор) // Гидробиологический журнал. – 2008. – Т. 44, № 4. – С. 88–101.
12. Григорьева Н.И., Федосеев В.Я., Кучерявенко А.В. Абиотические условия среды в местах размещения плантаций марикультуры залива Посьета (Залив Петра Великого, Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2001. – Т. 128, № 1–2. – С. 501–514.
13. Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ Кольского Севера: современные сукцессии // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы докладов IV Международной конференции. – Киев, 2012. – С. 91–92.
14. Дуркина В.Б., Ким Л.Н. Оценка состояния яичников некоторых видов рыб из залива Петра Великого Японского моря в связи с его антропогенным загрязнением // Вопросы ихтиологии. – 2010. – Т. 50, № 4. – С. 533–540.
15. Зайцев Ю.П., Поликарпов Г.Г. Экологические процессы в критических зонах Черного моря (синтез результатов двух направлений исследований с середины XX до начала XXI веков) // Мор. экол. журн. – 2002. – Т.1, N 1. – С. 33–55.
16. Звягинцев А.Ю., Гук Ю.Г. Оценка экологических рисков, возникающих в результате биоинвазий в морские прибрежные экосистемы Приморского края (на примере морского обрастания и балластных вод) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2006. – Т. 145. – С. 3–38.
17. Ирейкина С.А., Лукьянова О.Н. Активность антиоксидантной системы и биотрансформации поллютантов у полосатой камбалы *Liopsetta pinnifasciata* из Амурского и Уссурийского заливов (Японское море) // Вопросы рыболовства. – 2012. – Т. 13, № 1-49. – С. 145–154.
18. Карапетьян О.Ш., Цема Н.И., Дудкин С.И. Молекулярные биомаркеры антропогенного загрязнения в печени бычка-кругляка *Neogobius melanostomus* из Таганрогского залива // Вопросы рыболовства. – 2011. – Т. 12, № 4-48. – С. 747–759.
19. Кленкин А.А. Мониторинг накопления хлорорганических соединений в промысловых рыбах Азовского моря. // Экология и промышленность России. – 2007. – № 7. – С. 34–37.
20. Ковековдова Л.Т., Христофорова Н.К. Микроэлементы в морских макрофитах Дальнего Востока России. // Успехи наук о жизни. – 2011. – № 3. – С. 41–60.
21. Константинов А.С., Кузнецов В.А., Костоева Т.Н. Влияние колебаний солености воды на рост, размножение и плодовитость большого прудовика *Lymnaea stagnalis* // Успехи современной биологии. – 2007. – Т. 127, № 3. – С. 305–309.
22. Константинов А.С., Пушкарь В.Я., Аверьянова О.В. Влияние колебаний абиотических факторов на метаболизм некоторых гидробионтов // Известия Российской академии наук. – Серия биологическая. – 2003. – № 6. – С. 729–734.
23. Корниенко Г.Г., Бойко Н.Е., Сергеева С.Г., Дехта В.А., Ложичевская Т., Колесникова Л.В. Основные направления физиолого-биохимических и генетических исследований ихтиофауны азово-черноморского бассейна // Вопросы рыболовства. – 2008. – Т. 9, № 4-36. – С. 847–860.
24. Кренева К.В., Свистунова Л.Д., Семин В.Л. Оценка экологического состояния вод Таганрогского залива Азовского моря по ряду показателей микрзоопланктона и зообентоса // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Биология. Экология. – 2008. – Т. 1, № 1. – С. 85–92.
25. Курина Е.М. Оценка распределения видов-вселенцев в саратовском водохранилище в 2006–2009 гг. // Вестник Волжского университета им. В.Н. Татищева. – 2011. – № 11. – С. 57–63.
26. Лукьянова О.Н. Молекулярные биомаркеры энергетического метаболизма мидий при антропогенном загрязнении зал. Петра Великого Японского моря // Экология. – 2006. – № 3. – С. 227–231.
27. Матишов Г.Г. Современное состояние биоресурсов и экологическая ситуация в морях Западной Арктики // Вторая Международная Арктическая конференция на 10-й юбилейной выставке по

- судостроению, судоходству, деятельности портов и освоению океана и шельфа «НЕВА–2009» (Россия, Санкт-Петербург, ЛенЭКСПО, 22 сент., 2009) [труды конференции]. – Режим доступа <http://neva.transtec-neva.ru/files/File/arctic/arctic18.doc>.
28. Мильчакова Н.А., Шахматова О.А. Каталазная активность массовых видов черноморских водорослей в градиенте хозяйственно-бытового загрязнения // Мор. эколог. журн. – 2007. – Т.4, №2. – С.44–57.
 29. Мионов О.Г. Гидробиологические системы оздоровления прибрежных морских акваторий / О.Г. Мионов Проблемы биологической океанографии XXI века: Межд. науч. конф., посвящ. 135-летию ИнБЮМ. – Севастополь, 2006. – С. 27.
 30. Мельников М.Е., Пономарева И.Н., Туголесов Д.Д., Рождественский В.Х. Результаты бурения кобальтоносных марганцевых корок на гайотах Магеллановых гор (Тихий океан) / Тихоокеанская геология. – 2005. – Т. 24, № 5. – С. 36–49.
 31. Мельникова С.Е. Санитарно-микробиологическое состояние и динамика содержания металлов в мидиях Белого и Черного морей в летний и осенний периоды // Вопросы рыболовства. – 2005. – Т. 6, № 3-23. – С. 533–550.
 32. Мензорова Н.И., Рассказов В.А. Использование различных тест-систем и биохимической индикации для мониторинга экологического состояния бухты Троицы (Японское море) // Биология моря. 2007. – Т. 33, № 2.– С. 144–149.
 33. Немова Н.Н., Высоцкая Р.У. Биохимическая индикация состояния рыб. – М.: Наука, 2004. –215 с.
 34. Нигматулина Л.В., Кику Д.П., Черняев А.П. Оценка воздействия антропогенной деятельности на залив Находка (залив Петра Великого, Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2011. – Т. 166. – С. 219–230.
 35. Овсиенко С.Н., Вербицкая О.А., Зильберштейн О.И. и др. Оперативная технология мониторинга и прогноза гидрометеорологических характеристик и параметров аварийных разливов нефти на акваториях морей // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. – 2005. – № 7. – С. 59–68.
 36. Овсяный Е. И., Романов А. С., Миньковская Р. Я. и др. Основные источники загрязнения морской среды Севастопольского региона // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное исследование ресурсов шельфа: сб. науч. тр. МГИ НАН Украины. – Вып.2. – Севастополь, 2001. – С. 138–152.
 37. Овчинникова С.И., Широкая Т.А., Кривенко О.Г. и др. Эколого-биохимические исследования гидробионтов – важное направление для решения проблемы сохранения биологического разнообразия водных экосистем Кольского Севера // Успехи современного естествознания. – 2006. – № 4. – С. 64–65.
 38. Огородникова А.А., Щеглов В.В., Вейдеман Е.Л. Модель «воздействие – состояние – отклик» в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежных экосистем // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2004. – Т. 137. – С. 321–336.
 39. Осадча Т.С., Альомов С.В., Мионов О.Г., Ушівцев І.Б., Водовський Н.Б. Досвід використання штучних техніко-біологічних модулів для оздоровлення прибережних районів Чорного та Каспійського морів // Наук. Записки Тернопіл. Націонал. пед.ун-та. Сер. Біологія. – 2010. – № 3 (44) – С. 195–197.
 40. Павленко В.И., Глухарева Е.К. Влияние изменений окружающей среды на экономическое развитие регионов российской Арктики // Проблемы прогнозирования. – 2010. – № 2. – С. 68–77.
 41. Панасенко Д.Н. Экологическая безопасность Каспийского моря в условиях нефтегазодобывающей деятельности // Вестник Астраханского государственного технического университета. – 2004. – № 2. – С. 136–144.
 42. Панасюк Н.В., Лебедева Н.В. Мидия (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819) в биоиндикации загрязнения Черного моря // Вестник Южного научного центра РАН. – 2008. – Т. 4, № 4. – С. 68–73.
 43. Силина А.В., Позднякова Л.А. Рост гребешка // Приморский гребешок. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР. – 1986. – С. 199–165.
 44. Рощина О.В. Влияние природных и антропогенных факторов на активность ферментов сыворотки крови черноморских рыб (на примере морского ерша): дисс. ...канд. биол. наук. – М.: МГУ. – 2010. – 23 с.

45. Руднева И.И. Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды // Рыбное хозяйство Украины. – 2006. – № 1. – С. 20–23.
46. Солдатов А.А., Гостюхина О.Л., Головина И.В. Антиоксидантный ферментный комплекс тканей двустворчатого моллюска *Mytilus galloprovincialis* Lam. в норме и условиях окислительного стресса (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. – 2007. – Т. 43, № 5 – С. 621–628.
47. Супонина А.П., Корякова М.Д., Гордиенко П.С. Химико-экологическая оценка загрязненных морских вод прибрежной зоны тяжелыми металлами // Физикохимия поверхности и защита материалов. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 525–529.
48. Тищенко П.Я., Лобанов В.Б., Звалинский В.И. и др. Сезонная гипоксия Амурского залива (Японское море) // Известия ТИНРО (Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра). – 2011. – Т. 165. – С. 136–157.
49. Ткаченко Ф.П., Ситников Ю.А., Куцын У.Б. Состояние элементов антиоксидантной системы водорослей из разных по степени загрязненности районов Черного моря // Экология моря. – 2004. – Т.4, №6. – С. 70–74.
50. Фашук Д.Я., Авдеева Т.М., Егоров А.П., Петренко О.А. Гидрогеохимические последствия добычи газа на северо-западном шельфе Черного моря // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2006. – № 1. – С. 101–111.
51. Фашук Д.Я., Флинт М.В., Иванова А.А., Ткаченко Ю.Ю. Нефтяное загрязнение среды в Керченском проливе по результатам исследований 2007–2009 гг. // Известия Российской академии наук. Серия географическая. – 2010. – № 4. – С. 86–97.
52. Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопросы рыболовства. – 2005. – Т. 6, № 4-24. – С. 637–652.
53. Шахматова О.А. Активность антиоксидантной системы некоторых черноморских гидробионтов в прибрежной акватории Севастополя: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Севастополь, 2004. – 21 с.
54. Шахматова О.А. Активность каталазы личинок атерины (*Atherina hepsetus* L.) и параметры среды. Поиск условно нормальных значений // Современные проблемы экологии Азово-Черноморского региона: IV междунар. конф. (Керчь, 7–9 окт. 2008 г.). – Керчь, 2008. – С. 143–148.
55. Шахматова О.А. Использование показателей антиоксидантной системы гидробионтов в экологическом мониторинге (аналитический обзор) // Рибне госп-во України. – 2009. – №1. – С. 6–11.
56. Шахматова О.А. Парчевская Д.С. Активность каталазы и контроль качества воды // Альгология. – 2000. – Т. 10, № 3. – С. 355–361.
57. Юнев О.А. Эвтрофикация и годовая первичная продукция глубоководной части Черного моря // Океанология. – 2011. – Т. 51, №4. –С. 658–668.
58. Aguilera J., Dummermuth A., Karsten U., Schriek R., Wiencke C. Enzymatic defences against photooxidative stress induced by ultraviolet radiation in arctic marine macroalgae // Polar Biology. – 2002. – V. 25, № 6. – P. 432–441.
59. Akcha F., Izuel C., Venier P., Budzinski H., Burgeot T., Narbonne J.F. Enzymatic biomarker measurement and study of DNA adduct formation in benzo[a]pyrene-contaminated mussels *Mytilus galloprovincialis* // Aquatic Toxicology. – 2000. –V. 49, № 4. – P. 269–287.
60. Ansari Z.A., Ingle B. Effect of an oil spill from m v sea transporter on intertidal meiofauna at Goa, India // Marine Pollution Bulletin. – 2002. – V.44, № 5. – P. 396–402.
61. Becker S., Bischof K., Graeve M. Photosynthesis and lipid composition of the antarctic endemic rhodophyte *Palmaria decipiens*: effects of changing light and temperature levels // Polar Biology. – 2010. – V. 33, № 7. – P. 945–955.
62. Bocchetti R., Fattorini D., Gambi M C, Regoli F. Trace metal concentrations and susceptibility to oxidative stress in the polychaete *Sabellas pallanzanii* (Gmelin) (Sabellidae): potential role of antioxidants in revealing stressful environmental conditions in the Mediterranean // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. – 2004. – V. 46, N 3. – P. 353–361.
63. Borvinskaya E.V., Nemova N.N., Smirnov L.P. Glutathione s-transferase in northern freshwater fish: the effect of water mineralization // Reports of Biological Sciences. – 2011. – V. 436, № 1. – P. 42–44.

64. Cajaraville M.P., Bebianno M.J., Blasco J., Porte C., Sarasquete C., Viarengo A. The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environments of the Iberian Peninsula: a practical approach // *The Science of the Total Environment*. – 2000. – V. 247, № 2–3. – P. 295–311.
65. Chicharo L., Chicharo A., Gaspar M., Alves F., Regala J. Ecological characterization of dredged and non-dredged bivalve fishing areas off south Portugal // *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. – 2002. – V. 82, № 1. – P. 41–50.
66. Correia A.D., Goncalves R; Scholze M., Ferreira M. et al. Biochemical and behavioral responses in gilthead seabream (*Sparus aurata*) to phenanthrene // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. – 2007. – V. 347, N 1–2 (Aug 24.). – P. 109–122.
67. Dahlhoff E. P. Biochemical indicators of stress and metabolism: applications for marine ecological studies // *Annu. Rev. Physiol.* – 2004. – V.66. – P. 183–207.
68. Damásio J.B., Barata C., Munné A., Ginebreda A., Guasch H., Sabater S., Caixach J., Porte C. Comparing the response of biochemical indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain) // *Chemosphere*. – 2007. – V. 66, № 7. – P. 1206–1216.
69. Dolmatova L., Zaika O., Slinko E., Kolosova L. Antioxidant enzyme defense and heavy metal accumulation in tissues of holothurians *Apostichopus japonicus* and *Eupentacta fraudatrix*: characteristics of body-length dependences during spring-summer period // *Pacific Oceanography*. – 2010. – V. 5, № 1. – P. 96–105.
70. Downs T.J., Ambrose R.F. Syntropic ecotoxicology: a heuristic model for understanding the vulnerability of ecological systems to stress // *Ecosystem Health*. – 2001. – V. 7, № 4. – P. 266–283.
71. EXPO 2012 Yeosu, Korea: www. URL: <http://eng.expo2012.kr>
72. Gallagher E.P., Gross T.S., Sheehy K.M. Decreased glutathione S-transferase expression and activity and altered sex steroids in Lake Apopka brown bullheads (*Ameiurus nebulosus*) // *Aquatic Toxicology*. – 2001. – Vol. 55, N 3–4. – P. 223–237.
73. Galloway T.S., Depledge M.H. Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance // *Ecotoxicology* – 2001. – V. 10, № 1. – P. 5–23.
74. Gaspar M.B., Dias M.D., Campos A., Monteiro C.C., Santos M.N., Chicharo A., Chicharo L. The influence of dredge design on the catch of *Callista chione* (Linnaeus, 1758) // *Hydrobiologia*. – 2001. – V. 465, № 1–3. – P. 153–167.
75. Haug A., Helsen S., Omang S. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjords areas by analysis of the brown alga *Ascophyllum nodosum* // *Environ poll.* – 1974. – V. 7, № 1. – P. 179–192.
76. Kamenos N., Moore P., Hall-Spencer J. Substratum heterogeneity of dredged vs un-dredged maerl grounds // *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. – 2003. – V. 83, № 2. – P. 411–413.
77. Lam P.K.S., Gray J.S. Predicting effects of toxic chemicals in the marine environment // *Marine Pollution Bulletin*. – 2001. – V. 42, № 3. – P. 169–173.
78. Leitao M.A.D.S., Cardozo K.H.M., Pinto E., Colepicolo P. Pcb-induced oxidative stress in the unicellular marine dinoflagellate *Lingulodinium polyedrum* // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2003. – V. 45, № 1. – P. 59–65.
79. Lewis M.A. Use of freshwater plants for phytotoxicity testing: a review // *Environmental Pollution*. – 1995. – V. 87; № 3. – P. 319–336.
80. Lewis P.N., Hewitt C.L., Riddle M., McMinn A. Marine introductions in the southern ocean: an unrecognised hazard to biodiversity // *Marine Pollution Bulletin*. – 2003. – V. 46, № 2. – P. 213–223.
81. Nixon S.W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns // *Ophelia*. – 1995. – V. 41. – P. 199–219.
82. Occhipinti-Ambrogi A., Savini D. Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems // *Marine Pollution Bulletin*. – 2003. – V. 46, № 5. – P. 542–551.
83. Orbea A., Dariush Fahimi H., Cajaraville M.P. Immunolocalization of four antioxidant enzymes in digestive glands of mollusks and crustaceans and fish liver // *Gistochemistry and Cell Biology*. – 2000. – V. 114, № 5. – P. 393–404.
84. Pinto E., Sigaud-Kutner T.Cs., Leitao M.As., Okamoto O.K., Morse D. Heavy metal-induced oxidative stress in algae // *Journal of Phycology*. – 2003. – T. 39, № 6. – P. 1008–1018.
85. Regoli F., Pellegrini D., Winston G.W., Gorbi S., Giuliani S., Virno-Lamberti C., Bompadre S. Application of biomarkers for assessing the biological impact of dredged materials in the Mediterranean:

- the relationship between antioxidant responses and susceptibility to oxidative stress in the red mullet (*Mullus barbatus*) // Marine Pollution Bulletin. – 2002. – V. 44, № 9. – P. 912–922.
86. Rozema J., Bjorn L.O., Bornman J.F., Gaberscik A. et al. The role of UV radiation in aquatic and terrestrial ecosystems-an experimental and functional analysis of the evolution of uv-absorbing compounds // Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology. – 2002. – V. 66, № 1. – P. 2–12.
 87. Sole M., Buet A., Ortiz L., Maynou F., Bayona J.M. et al. Bioaccumulation and biochemical responses in mussels exposed to the water-accommodated fraction of the Prestige fuel oil // Scientia Marina (Barcelona). – 2007. – V. 71, № 2. – P. 373–382.
 88. Whyte J.J., Jung R.E., Schmitt C.J., Tillitt D.D. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure // Crit. Rev. Toxicol. – 2000. – V. 30. – P. 347–570.
 89. Winstone G.W., Di-Giulio R.T. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms // Aquat. Toxicol. – 1991. – V. 19, № 2. – P. 137–161.
 90. Wysor B., Kooistra W.H.C.F., Fredericq S. Comparative phylogeography of reticulate Cladophoracea algae // Journal of Phycology. – 2002. – V. 38, № 51. – P. 38–39.
 91. Zaitsev Yu., Mamaev V. Biological diversity in the Black Sea: a study of change and decline / Black Sea Environmental Series, New York: United Nations Publications, 1997. – V. 3. – 208 p.

Шахматова О. А. Відгук гідробіонтів на стресові фактори морських екосистем // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 98–113.

В огляді наведена інформація про стресові фактори впливу на морські екосистеми. Виділено біотичні, абіотичні і антропогенні фактори. Зроблено акцент на ролі кліматичних аномалій, які в умовах антропогенного пресингу можуть викликати широкомасштабні трансформації екосистем. Наведено методи визначення екологічних ризиків. Дана оцінка основних структурно-функціональних і молекулярних біомаркерів при проведенні моніторингових робіт.

Ключові слова: морські екосистеми, стресові фактори впливу, моніторинг, структурно-функціональні і молекулярні біомаркери.

Shakhmatova O. A. Response hydrobionts to stress factors marine ecosystems // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 98–113.

The survey provides information on the effects of stress factors on the marine ecosystems. Biotic, abiotic and anthropogenic factors were revealed. The role of climate anomalies, which are under anthropogenic pressure can cause large-scale impacts is emphasized. Methods for determining the environmental risks have been shown. The estimation of the basic structural and functional and molecular biomarkers in monitoring programs was given.

Key words: marine ecosystems, stress impacts, monitoring, structural, functional, and molecular biomarkers.

УДК 547.9+591.5+581.524.1+582.26/27+582.232+551.46:574.5+632.9

МАССОВЫЕ ВИДЫ ЦИАНОБАКТЕРИЙ И МИКРОВОДОРОСЛЕЙ В ЭКОСИСТЕМАХ: МЕЖВИДОВЫЕ ВЗАИМООТНОШЕНИЯ И КО-ЭВОЛЮЦИОННЫЙ ПРОЦЕСС

Гольдин Е. Б.

*Южный филиал Национального университета биоресурсов и природопользования Украины
«Крымский агротехнологический университет», Симферополь, Evgeny_goldin@mail.ru*

Рассматривается современная ситуация в Азово-Черноморском бассейне, касающаяся вспышек размножения массовых видов цианобактерий и микроводорослей – продуцентов токсических и биологически активных веществ, методические подходы к их исследованиям и вопросы терминологии в свете последних данных мировой науки.

Ключевые слова: цианобактерии, микроскопические водоросли, фитофаги, массовые виды, межвидовые отношения, ко-эволюция, биологическая активность, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Проблемы, порожденные «цветениями» воды и «красными приливами» и их возбудителями из числа цианобактерий и микроводорослей привлекают внимание исследователей с 1878 года, но именно в последние десятилетия мировая наука проявляет к ним особый интерес. Начиная со второй половины XX века, вспышки массового размножения определенных видов цианобактерий и микроводорослей (их сегодня зарегистрировано в мире свыше 300), вызывающие «цветения» воды и «красные приливы» в прибрежных зонах (которые в ряде случаев сопровождаются выбросом биологически активных и токсических веществ), приобрели глобальный характер. Растущий интерес к этим явлениям и их возбудителям охватил не только научную, но и социально-экономическую сферы, став во многих странах составной частью мероприятий национальной и региональной политики, направленных на предотвращение или преодоление экологических бедствий. Прогрессирующее распространение массовых видов цианобактерий и микроводорослей, угроза здоровью и благополучию населения, особенно в приморских регионах, высокий уровень ущерба, наносимого марикультуре, рекреации и социально-экономической структуре побережий, указывают на необходимость изменения традиционного подхода к изучению цианобактерий и микроводорослей. При этом зависимость расширения географии «цветений» в Мировом океане от роста населения, интенсивности эксплуатации морских ресурсов и климатических изменений требует подготовки научно обоснованных политических и экономических мероприятий по преодолению существующих тенденций.

В настоящее время мировая наука уделяет особое внимание исследованию биологической активности, инвентаризации и идентификации токсинов и биологически активных веществ определенных видов и их роли в межвидовых взаимоотношениях в водных и наземных экосистемах. Однако для решения проблем

массовых видов цианобактерий и микроводорослей необходимо также иметь четкие представления о природе их метаболизма и структуре пищевых цепей, взаимоотношениях с абиотическими и биотическими компонентами окружающей среды, роли антропогенного фактора в формировании и развитии водных экосистем, включая демографические процессы, марикультуру, эвтрофикацию и эксплуатацию биоресурсов.

ОСНОВНАЯ КОНЦЕПЦИЯ

Современное положение в Азово-Черноморском регионе. Из более 1100 видов цианобактерий и микроводорослей, зарегистрированных в Черном и Азовском морях и прибрежных водоемах, насчитывается не менее ста, у которых в определенные годы или сезоны происходят вспышки размножения: Cyanobacteriales (свыше 20), Dinophyta (свыше 55), Bacillariophyta (более 25), Chlorophyta (5), Prymnesiophyta (3) и т. д. В настоящее время большинство из них, как правило, не достигает опасных концентраций, за исключением некоторых цианобактерий, и ситуация не кажется тревожной. Именно поэтому, несмотря на остроту, актуальность и сложность проблем массовых видов в мире, в регионе они исследованы весьма слабо. Особенно это относится к инвентаризации, идентификации токсинов и биологически активных веществ массовых видов цианобактерий и микроводорослей, их роли в межвидовых взаимоотношениях и влиянию альгологического фактора на патологию человека и теплокровных животных.

Среди массовых видов цианобактерий и микроводорослей Азово-Черноморского региона нами выделены несколько групп.

1. Виды, для которых в черноморской акватории экспериментально доказано продуцирование токсинов, – *Prorocentrum lima* (Ehrenberg) Dodge (диаретические токсины DSP – омега-3 кислота – ОА и динофизис-токсин 1 – DTX) [1]; цианобактерии (гепатотоксины) [16].

2. Микроводоросли, стимулирующие «красные приливы» в прибрежной зоне моря, описанные как продуценты токсических веществ в других акваториях, – динофлагелляты *Alexandrium ostensfeldii* (Paulsen) Balech et Tangen [29] (паралитические токсины PSP – сакситоксин – STX, спириолиты, гониатоксины – GTX)[30]; *Amphidinium operculatum* Claparède et Lachmann [9] (амфидиноиды)[33]; *Dinophysis acuminata* Claparède et Lachmann (DSP, ОА); *D. acuta* Ehrenberg и *D. fortii* Pavillard [13, 19] (DSP, ОА, пектенотоксины – PTX, динофизитоксины DTX)[31]; *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge [= *Gonyaulax polyedra* Stein] [13, 29] (иессотоксины – YTX, homo-YTX; адриатоксин – ATX)[24, 43]; *Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller [= *P. cordatum* (Ostenfeld) Dodge] [9, 14, 15, 18] (ОА, DTX, пророцентролит, хоффманнолит, венерупин VSP [25]); *Protoceratium reticulatum* (Claparède et Lachmann) Butschli = *Gonyaulax grindleyi* Reinecke [9] (YTX); *Protoperdinium crassipes* (Kofoid) Balech [13] (предположительно азаспирациды AZA [32]); *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Balech ex Loeblich III [13] (пиннатоксины)[38]; диатомеи *Pseudo-nitzschia delicatissima* (Cleve) Heiden, *P. calliantha* Lundholm, Moestrup et Hasle, *P. fraudulentula* (Cleve) Hasle,

P. pseudodelicatissima (Hasle) Hasle, *P. pungens* (Grunow ex Cleve) Hasle, некоторые штаммы *P. seriata* (Cleve) H. et M. Peragallo (= *Nitzschia seriata* Cleve), *Amphora coffeaeformis* (Agardh) Kützing (амнезийное отравление ASP – домовая кислота) и т. д. [21, 36]; цианобактерия *Lyngbya majuscula* Harvey ex Gomont [2] (lyngbyatoxin A и debromoaplysiatoxin) [22].

3. Микроводоросли, по тем или иным причинам обусловившие гибель гидробионтов при вспышках массового развития в различных акваториях Мирового океана, но токсин не был обнаружен/идентифицирован, – *Cochlodinium polykrikoides* Margalef (= *Cochlodinium heterolobatum* Silva) [1, 40, 41], *Ceratium furca* (Ehrenberg) Claparède et Lachmann [= *Neoceratium furca* (Ehrenberg) Gomez, Moreira et Lopez-Garcia][15, 37], *Ceratium tripos* (Muller) Nitzsch [= *Neoceratium tripos* (Muller) Gomez, Moreira et Lopez-Garcia] [15, 35] и др.

4. Пресноводные цианобактерии и микроводоросли, вызывающие «цветение» воды в соленых приморских озерах, лиманах, прудах, – *Skeletonema subsalsum* (Cleve) Bethge, *Leptocylindrus danicus* Cleve, *Pseudosolenia (Rhizosolenia) calcar-avis* (Schulze) Sunström, *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Mereschowsky, *Microcystis aeruginosa* Kützing emend. Elenkin, *M. pulverea* (Wood) Forti emend. Elenkin, *M. wesenbergii* (Komárek) Komárek, *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Limnothrix planktonica* (Wołoszyńska) Meffert [= *Oscillatoria planktonica* Wołoszyńska][2], *O. amphibia* Agardh ex Gomont, *Anabaena spiroides* Klebahn, *Anabaena scheremetievi* Elenkin, *Gloeocapsa crepidinum* Thuref, *Ankistrodesmus* sp., *Chlamydonephris (Chlamydomonas) cor* (Schiller) H. Ettl et O. Ettl (= *Chlamydomonas reinhardtii* Dangeard), *Dictyoshaerium pulchellum* Wood, *Euglena granulata* (G.A. Klebs) Schmitz [11, 45], *Lyngbya majuscula* [2].

5. Микроводоросли и цианобактерии, обитающие в зонах контакта морских и пресных вод – заливах и эстуариях, – *Prorocentrum minimum* [= *P. cordatum*], *Leptocylindrus danicus*, *Detonula confervacea* (Cleve) Grunow, *Skeletonema costatum* (Greville) Cleve, *Pseudosolenia (Rhizosolenia) calcar-avis*, *Thalassionema nitzschioides*, *Chaetoceros curvisetus* Cleve, *Chaetoceros lorenzianus* Grunow, *Dictyoshaerium pulchellum*, *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Limnothrix planktonica* [= *Oscillatoria planktonica*], *O. amphibia* f. *amphibia*, *Anabaena scheremetievi*, *Anabaena spiroides* f. *spiroides* [8, 10].

6. Микроводоросли, образующие пятна «цветения» и «красные приливы» в северо-западной и северо-восточной частях Черного моря, – *Akashiwo sanguinea* (Hirasaka) G. Hansen et Moestrup [= *Gymnodinium sanguineum* Hirasaka], *Gymnodinium simplex* (Lohmann) Kofoid et Swezy, *Gyrodinium cornutum* (Pouchet) Kofoid et Swezy [45], *G. instriatum* Freudenthal et Lee, *Lingulodinium polyedrum* (Stein) Dodge [29] [= *Gonyaulax polyedra* Stein], *Heterocapsa triquetra* (Ehrenberg) Stein, *Scrippsiella trochoidea*, *P. minimum* и *P. micans* Ehrenberg и др.) [13, 18], *Cochlodinium polykrikoides* [1, 41], *Asterionellopsis glacialis* (Castracane) Round [= *Asterionella japonica* Cleve et Moller], *Lioloma pacificum* (Capp) Hasle, *Dinophysis odiosa* (Pavillard) Tai et Scogsberg, *Alexandrium ostenfeldii*, *Gymnodinium stellatum* Hulburt, *Oxytoxum variabile* Schill., *Phaeocystis pouchetii* (Hariot) Lagerheim и др.), *Ceratium furca* и *Ceratium tripos* [45].

7. Цианобактерии – возбудители «цветений» в Азовском море: *Microcystis pulverea*, *M. aeruginosa*, *Oscillatoria nitida* Schkorbatov [12], *Oscillatoria amphibia* Agardh ex Gomont [17].

В Азово-Черноморском бассейне на протяжении последних лет происходит постоянное увеличение числа массовых видов. Пути роста видового разнообразия определяются несколькими причинами.

1. Детализация систематики с выраженной тенденцией к увеличению таксонов.
2. Естественные миграции из Средиземного моря, акватории со значительно более высоким уровнем альгологического биоразнообразия;
3. Проникновение пресноводных видов из впадающих в море рек, особую роль в этом процессе играет ирригационное строительство.
4. Внедрение инвазионных видов с балластными водами.
5. Широкие адаптационные возможности микроводорослей (например, динофлагеллят), которые связаны с высоким уровнем разнообразия морфолого-генетических форм и способов питания (автотрофы, миксотрофы и гетеротрофы, причем четкая грань между типами питания у ряда видов отсутствует). Так, динофлагелляты *Karlodinium armiger* могут менять традиционное направление питания от первичных продуцентов к копеподам, атакуя их, лишая подвижности и поглощая, особая роль в этом процессе принадлежит паралитическому токсину [20].

Методические аспекты альгологических исследований на данном этапе.

Изучение проблем массовых видов цианобактерий и микроводорослей в регионе и в мире тесно связано с выявлением происхождения и биолого-экологического значения «цветений» воды и «красных приливов», а также формированием современного терминологического аппарата, базирующегося на фактическом материале. Причины трудностей в решении этих задач, как и острых дискуссий в альгологии, заключаются в действии ряда факторов.

1. Фрагментарный, разрозненный и незавершенный характер исследований продуцентов биологически активных веществ.
2. Отсутствие стандартной многокомпонентной тест-системы для оценки уровня биологической активности цианобактерий и микроводорослей.
3. Углубленное изучение лишь ограниченного числа видов, в зависимости от экономических или организационных мотивов.
4. Действие целевых векторов различной направленности в альгологических программах, которые направлены на познание лишь отдельных аспектов явления.
5. Отрыв токсикологии от биохимической экологии.
6. Ограниченный исследовательский охват ряда территорий и акваторий.
7. Низкий уровень обмена информацией.

В результате отсутствуют объективная экологическая оценка формирования биологических защитных систем цианобактерий и микроводорослей, объяснения причин «цветений» воды и «красных приливов», их прогнозирование и предотвращение.

В настоящее время при работе с массовыми видами цианобактерий и микроводорослей четко проявилась необходимость ведения комплексных

исследований, базирующихся на тесном взаимодействии между пятью основными звеньями.

1. Изучение биоразнообразия на уровне штаммов, популяций, видов и сообществ.

2. Исследование особенностей эколого-биохимического метаболизма на видовом, популяционном, ценотическом и экосистемном уровнях, включая способность к токсинообразованию и продуцированию биологически активных веществ – ингибиторов роста, репеллентов и детеррентов;

3. Изучение межвидовых отношений в экосистемах, включая роль в пищевых цепях и проявления биологической/биоцидной активности;

4. Использование модельных тест-объектов различного эволюционного уровня (бактерий, грибов, простейших, нематод, членистоногих и т. д.) при проведении экспериментальных работ;

5. Исследование и разработка различных аспектов биофункционального значения таксономического разнообразия, в т.ч. биотехнологических приемов использования альгометаболитов в хозяйственной деятельности.

Первый аспект решения этой задачи состоит в проведении работ по раскрытию механизмов биологической/биоцидной активности гидробионтов и применении экосистемного подхода к изучению биоразнообразия. С другой стороны, формирование наиболее полных представлений о составе морской биоты способствует выявлению эколого-биохимической структуры взаимоотношений в водных экосистемах (например, присутствие в среде многокомпонентного набора вторичных метаболитов, в т.ч. токсинов, продуцируемых различными организмами, значительно усложняет и сдерживает процессы ее самоочистения). При этом обращает на себя внимание то, что связь «цветений» воды и «красных приливов» с продуцированием токсинов весьма условна, т.к. массовое размножение «токсичных» видов далеко не всегда приводит к изменению цвета воды, и, наоборот, обогащение морской среды избыточной биомассой и пигментами не означает присутствие в ней токсинов. Кроме того, некоторые виды в природных условиях (*Karlodinium*, *Microcystis*, *Nodularia* и т. д.) имеют как токсичные, так и нетоксичные популяции, формы и штаммы, характеризующиеся генетическими различиями, а в составе токсичных штаммов присутствуют клетки, продуцирующие и не продуцирующие токсины.

По всей вероятности, термин «токсины» нужно сохранить только за теми веществами, которые поражают позвоночных животных – рыб, морских птиц и млекопитающих и человека. Для них характерно специфическое действие, зависящее от химической природы этих соединений. Исходя из этого, традиционное использование терминов «токсичные», «потенциально токсичные», «вредные (harmful)» по отношению ко всем массовым видам не вполне оправдано, находясь в противоречии с последними научными данными и искажая смысл явления (особенно это заметно в научном и учебном процессах). Уровень токсичности или продуцирование токсинов нетоксичными видами могут быть связаны с неблагоприятными условиями окружающей среды, эвтрофированием, нарушением структуры пищевых цепей при избытке или недостатке азота и фосфора,

присутствием видов-конкурентов, влиянием антропогенного фактора и т. д., а случаи гибели гидробионтов происходят из-за разложения избыточной биомассы. На наш взгляд, предпочтительнее говорить о биологической активности или биоцидных свойствах массовых видов цианобактерий и микроводорослей и рассматривать их в первую очередь как продуцентов биологически активных веществ, а не токсинов, принимая во внимание следующие факты.

1. Ряд возбудителей «цветений» продуцирует биологически активные вещества, которые, в отличие от известных токсинов, направлены на борьбу с конкурентами и фитофагами (а не только на их уничтожение) и влияют на их физиологические функции.

2. Растительноядные организмы в свою очередь оказывают влияние на показатели «цветений» и их распространение.

3. Система межвидовых взаимоотношений, существующая в водных экосистемах, особенно эвтрофированных, включает продуцирование токсинов и биологически активных веществ, служащих средством защиты от фитофагов (аналогичный процесс происходит у высших растений в наземных экосистемах), в результате которого снижается или ингибируется активность этих организмов (некоторые токсины цианобактерий и микроводорослей ограничивают питание и размножение растительноядных членистоногих, но не вызывают у них летального эффекта).

С практической точки зрения биоцидные метаболиты цианобактерий и микроводорослей могут быть источником препаратов для сельского хозяйства и медицины, предназначенных для биологического контроля численности вредных организмов [3, 7, 27, 28], что представляет собой одну из наиболее перспективных тенденций в прикладном аспекте использования альгометаболитов.

АНАЛИЗ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ДАННЫХ

Результаты исследований последних десятилетий, включая данные автора [4, 5], показывают, что вторичные метаболиты цианобактерий и микроводорослей выполняют защитную функцию и значительно отличаются от известных биотоксинов, поражающих теплокровных животных и гидробионтов во время «красных приливов». Альгометаболиты влияют на жизненные функции конкурентов и/или растительноядных организмов, вызывая стрессовые явления, репеллентный и детеррентный эффекты, как правило, не приводя к гибели, и при этом служат важным инструментом в построении межвидовых взаимоотношений в водных экосистемах. Защитные реакции цианобактерий и микроводорослей очень близки к проявлениям ингибирующей активности макрофитов по отношению к растительноядным консументам, или наземных растений, которые продуцируют аллелохимические вещества для защиты от других растений, фитофагов или микробных патогенов. Высокий уровень генетического и фенотипического разнообразия в отдельных популяциях позволяет создать уникальные защитные механизмы против выедания и конкуренции, которые заключаются во внутривидовой специализации – нетоксичные штаммы защищены токсичными. Имеются описания роста биоцидности/токсичности у цианобактерий и

микроводорослей в качестве реакции на появление растительноядных организмов-«grazers» (инфузорий, членистоногих и т. д.). В конечном итоге результаты летальных и нелетальных взаимодействий приводят к изменениям количественных и качественных показателей, как и пространственного распределения фитопланктона, что оказывает влияние на формирование и устойчивость вспышек массового размножения.

Анализ данных, полученных нами и другими специалистами, позволяет предположить, что ряд цианобактерий и микроводорослей продуцирует многочисленные соединения различной химической природы с широким спектром биологической активности. Среди них можно выделить следующие группы соединений, оказывающие влияние на структуру межвидовых взаимоотношений.

1. Токсины, вызывающие гибель широкого круга гидробионтов (от цианобактерий и микроводорослей до млекопитающих) или причиняющие им косвенный/потенциальный вред (накопление в органах и тканях). Их продуцирование специализированными клетками определенных видов и штаммов (один и тот же вид может образовывать токсичные и нетоксичные популяции) связано с появлением в экосистеме видов-антагонистов/конкурентов.

2. Токсины/совокупность токсинов, отпугивающие растительноядные виды, выполняя функции репеллентов и детеррентов, или ограничивающие их размножение, но не вызывающие летального исхода [22].

3. Вторичные метаболиты, направленные против автотрофных конкурентов (цианобактерий, микроводорослей и т. д.), но неэффективные по отношению к растительноядным членистоногим и не принадлежащие к числу токсинов. Их существование позволило ряду авторов (Т. Smayda, А. Cembella, U. Tillmann, J. Kubanek, E. Gross, B. Shaw и др.) [23, 34, 42] предложить теорию водной аллелопатии (по аналогии со сходными явлениями в наземных экосистемах). Однако при этом необходимо отметить, что полную параллель между взаимоотношениями в наземных и водных местообитаниях провести трудно. Существуют заметные различия в эволюционных, биохимических и экологических аспектах формирования этих процессов, причинах и особенностях проявления вторичного метаболизма, высокого уровня разнообразия метаболитов гидробионтов и их биологической активности по сравнению с наземными продуцентами и т. д.

4. Вторичные метаболиты, предназначенные для защиты от растительноядных организмов и их личинок. К проявлению их активности относится ингибирование питания, плодовитости, подвижности и снижение уровня выживаемости водных членистоногих.

Материалы исследований, выполненных в различных регионах, заставляют внести коррективы в существовавшие ранее представления о некоторых «токсичных» и «потенциально токсичных» видах цианобактерий и микроводорослей. Анализ современных данных подтверждает правомерность такой позиции.

Биоцидная активность цианобактерий и микроводорослей по отношению к растительноядным членистоногим в природных экосистемах характеризуется сложным и многосторонним механизмом, близким к действию защитных секретов

низших и высших растений на фитофагов (ингибирование основных жизненных функций, детеррентный, тератогенный и дерепродукционный эффекты). Такие же эффекты мы наблюдали в опытах на модельных тест-объектах, что позволяет сделать заключение о защитном характере действия нетоксичных метаболитов цианобактерий (в частности, этими свойствами обладают липидные и терпеновые соединения [6, 27]).

Действие проб природных популяций цианобактерий, включающих *M. aeruginosa* и *A. flos-aquae*, было изучено на модельных тест-объектах (колорадский жук и американская белая бабочка); детеррентная и ингибирующая активность проявилась в большей степени, чем токсичная, – в угнетении питания, метаморфоза, роста, размножения и выживаемости, особенно в случаях потребления корма на стадии младших личиночных возрастов. Подавление трофической функции личинок подтверждается визуальными наблюдениями и данными измерения листовой поверхности. Ингибирование питания и отставание личинок в росте приводит к нарушениям метаморфоза. В различных вариантах опыта у колорадского жука имаго формируются в 2,0–4,4 раз реже, чем в контроле, причем процессы окукливания и выхода имаго сопровождаются значительными морфологическими отклонениями от нормы в виде тератогенеза (нежизнеспособные куколки со сморщенной кутикулой у американской белой бабочки и имаго с редуцированными надкрыльями у колорадского жука). В то же время эффект последствия проявился в нарушениях процессов окукливания, формирования имаго и личиночном, куколичном и имагинальном тератогенезах. В конечном итоге смертность регистрируется на всех фазах развития членистоногих, приводя к относительно высокому суммарному эффекту [4]. Токсичные и нетоксичные виды динофлагеллят характеризуются различной спецификой действия на растительноядные организмы. Ингибирующие эффекты в большей степени выражены у микроводорослей, служащих в естественных условиях пищей фитофагам – нетоксичных видов *Gyrodinium fissum* (Levander) Kofoid et Swezy и *Gymnodinium kowalevskii* Pitzik по сравнению с продуцентами токсинов *Kryptoperidinium foliaceum* (Stein) Lindemann (= *Glenodinium foliaceum* Stein.), *Lingulodinium polyedra* (Stein) Dodge (= *Gonyaulax polyedra* Stein.), *Gonyaulax* sp. [5].

Эколого-биохимическое взаимодействие цианобактерий и микроводорослей с фитофагами и конкурентами носит комплексный характер и действует во многих направлениях, представляя собой «часть продолжающегося ко-эволюционного сражения в условиях ограниченных ресурсов» (Julia Kubanek) [34], например, отпугивание копепоид и рыб диатомовыми и динофитовыми водорослями (Theodore Smayda [39]). Ряд массовых видов продуцирует биологически активные метаболиты биоцидного действия и/или переходит от автотрофного к миксотрофному или гетеротрофному способам питания. В свою очередь, растительноядные организмы оказывают влияние на показатели «цветений» и их распространение, особенно в эвтрофированных, водных экосистемах. Таким образом, существующую систему взаимоотношений можно представить как сложный ко-эволюционный процесс, в котором продуцирование соединений биоцидного характера цианобактериями и микроводорослями направлено на защиту от фитофагов.

По всей вероятности, избирательность действия альгометаболитов зависит от спектра питания и пищевых привычек растительных организмов, их анатомических, биологических и экологических особенностей.

Сравнительное гистологическое обследование насекомых выявило патологические изменения, связанные с влиянием цианобактерий и свидетельствующие о различной чувствительности тест-объектов, которая проявляется на видовом уровне [26].

ВЫВОДЫ

1. Существующая система взаимоотношений в экосистемах представляет собой сложный ко-эволюционный процесс, в котором продуцирование соединений биоцидного характера цианобактериями и микроводорослями направлено на защиту от фитофагов.

2. По всей вероятности, избирательность действия альгометаболитов зависит от спектра питания и пищевых привычек растительных организмов, их анатомических, биологических и экологических особенностей.

3. По спектру и механизму действия биоцидная активность цианобактерий и микроводорослей близка к действию защитных секретов низших и высших растений на растительные организмы, и, несмотря на смертность тест-объектов в ряде вариантов, содержит больше детергентных и ингибирующих признаков, чем токсичных.

4. Существует серьезная потребность в раскрытии механизмов биоцидного действия альгометаболитов и их химической природы.

5. Исследования биологического разнообразия и межвидовых взаимоотношений, включая биологическую активность гидробионтов, необходимо проводить параллельно.

6. Токсичные и нетоксичные виды характеризуются различной спецификой действия на растительные организмы: ингибирующие эффекты в большей степени выражены у микроводорослей, служащих в естественных условиях пищей фитофагам.

7. Биолого-экологическое значение массовых видов цианобактерий и микроводорослей нельзя сводить только к проявлению токсичного эффекта: оно значительно сложнее и многограннее, и включает комплекс защитных мер, направленных против фитофагов.

8. Существующая терминология нуждается в пересмотре – замене традиционных терминов «потенциально токсичные», «потенциально опасные», «вредные (harmful)» по отношению к массовым видам цианобактерий и микроводорослей как не вполне оправданных, на экспериментально обоснованные «токсичные» и «биологически активные»/»биоцидные».

Список литературы

1. Вершинин А. О. Потенциально-токсичные водоросли в прибрежном фитопланктоне Северо-Восточной части Черного моря / А. О. Вершинин, А. А. Моручков // Экология моря. – 2003. – Вып. 64. – С. 45–50.

2. Виноградова О. М. Cyanoprocarayota гіпергалінних екосистем України / О. М. Виноградова. – Київ: Альтерпрес, 2012. – 200 с.
3. Гольдин Е. Б. Антибактериальная активность альгологически чистых культур цианобактерий и микроводорослей / Е. Б. Гольдин // Мікробіол. журн. – 2003. – 65, № 4. – С. 68–76.
4. Гольдин Е. Б. Цианобактерии и растительноядные организмы: особенности межвидовых взаимоотношений / Е. Б. Гольдин // Мікробіологія і біотехнологія. – 2009. – № 4 (8). – С. 64–69.
5. Гольдин Е. Б. Динофлагелляты Черного моря: биоразнообразие и биологическая активность / Е. Б. Гольдин // Заповедники Крыма. Биоразнообразие и охрана природы в Азово-Черноморском регионе: Материалы VI Международной научно-практической конференции: 20-22 октября 2011 г. – Симферополь, 2011. – С. 35–41.
6. Гольдин Е. Б. Эколого-биологическое значение терпенов и их практическое использование: методологические аспекты / Е. Б. Гольдин, В. Г. Гольдина // Экосистемы, их оптимизация и охрана. – Выпуск 4. – Симферополь: ТНУ, 2011. – С. 104–111.
7. Гольдин Е. Б. Фаголизаты цианобактерий: их биоцидность и использование / Е. Б. Гольдин, М. И. Менджул // Мікробіол. журн. – 1996. – 58, № 5. – С. 51–58.
8. Гусяков Н. Е. Атлас диатомовых водорослей бентоса северо-западной части Черного моря и прилегающих водоемов / Н. Е. Гусяков, О. А. Загордонцев, В. П. Герасимюк. – К.: Наукова думка, 1992. – 112 с.
9. Иванов А. И. Характеристика качественного состава фитопланктона Черного моря. – Исследования планктона Черного и Азовского морей / А. И. Иванов. – Киев: Наук. думка, 1965. – С. 17–35.
10. Иванов А. И. Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья / А. И. Иванов. – К.: Наукова думка, 1982. – 212 с.
11. Иванов А. И. Фитопланктон / А. И. Иванов // Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения. – К.: Наукова думка, 1990. – С. 85–95.
12. Лялюк Н. М. Фітонейстон літоралі Азовського моря та перспективи його використання у біомоніторингу: автореф. дис на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук / Н. М. Лялюк; Ін-т гідробіології НАН України. – К., 2001. – 19 с.
13. Морозова-Водяницкая Н. В. Фитопланктон Черного моря / Н. В. Морозова-Водяницкая. – Т. 1. – Труды Севастопольской биологической станции. – 1948. – 6. – С. 39–172.
14. Нестерова Д. А. Некоторые особенности сукцессии фитопланктона северо-западной части Черного моря / Д. А. Нестерова // Гидробиол. журн. – 1987. – 23, № 1. – С. 16–21
15. Пицък Г. К. Систематический состав фитопланктона / Г. К. Пицък // Основы биологической продуктивности Черного моря [ред. В. Н. Грезе]. – Киев: Наукова думка, 1979. – С. 63–69.
16. Сиренко Л. А. Биологически активные вещества водорослей и качество воды / Л. А. Сиренко, В. Н. Козицкая. – К.: Наукова думка, 1988. – 256 с.
17. Теренько Г. В. Современное состояние фитопланктонного сообщества Украинского сектора Азовского моря в декабре 2009 г. / Г. В. Теренько, М. А. Грандова // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. – Серія: Біологія. – 2010. – № 3 (44). – С. 275–277.
18. Теренько Л. М. Многолетняя динамика «цветений» микроводорослей в прибрежной зоне Одесского залива (Черное море) / Л. М. Теренько, Г. В. Теренько // Мор. экол. журн. – 2008. – 7, № 2. – С. 76–86.
19. Теренько Л. М. Род *Dinophysis* Ehrenb. (Dinophyta) в украинских прибрежных водах Черного моря: видовой состав, распределение, динамика / Л. М. Теренько // Альгология. – 2011. – 21, № 3. – С. 346–356.
20. Berge T., Poulsen L.K., Moldrup M., Daugbjerg N., Hansen P.J. A harmful microalga that immobilizes and ingests copepods / T. Berge et al. // 14th International Conference on Harmful Algae Bloom: Abstract Book, Hersonissos-Crete, Greece, 1–5 November, 2010. – Athens, 2010. – P. 100.
21. Burkholder J. M. Implications on harmful microalgae and heterotrophic dinoflagellates in management of sustainable marine fisheries / J. M. Burkholder // Ecological Applications. – 1998. – 8 (1) Suppl. – P. S37–S62.

22. Capper A., Cruz-Rivera E., Paul V. J., Tibbetts I. R. Chemical deterrence of a marine cyanobacterium against sympatric and non-sympatric consumers / A. Capper et al. // *Hydrobiologia*. – 2006. – Vol. 553, N 1. – P. 319–326.
23. Cembella A. D. Chemical ecology of eukaryotic microalgae in marine ecosystems / A. Cembella // *Phycologia*. – 2003. – 42, N 4. – P. 420–447.
24. Ciminiello P., Fattorusso E., Forino M., Magno S., Poletti R., Viviani R. Isolation of adriatoxin, a new analogue of yessotoxin, from mussels of the Adriatic Sea / P. Ciminiello et al. // *Tetrahedron Lett.* – 1998. – N 39. – P. 8897–8900.
25. Grzebyk D., Denardou A., Berland B., Pouchus Y.F. Evidence of a new toxin in the red-tide dinoflagellate *Prorocentrum minimum* / D. Grzebyk et al. // *Journal of Plankton Research*. – 1997. – Vol. 19, N 8. – P. 1111–1124.
26. Gol'din E. B. Harmful cyanobacteria-invertebrates relations: histopathological picture in fall webworm / E. B. Gol'din // *Harmful Algae 2002: Xth HAB Internat. Conf.* [Eds K. A. Steidinger et al.]. – Florida Marine Research Institute, Florida Fish and Wildlife Commission, Florida Institute of Oceanography, IOC of UNESCO, 2004. – P. 476–478.
27. Gol'din E. B. Insecticidal activity of harmful cyanobacteria: the role of terpene substances / E. B. Gol'din, V. G. Gol'dina // *Harmful Algal Blooms 2000* [Eds G. Hallegraeff et al.]. – IOC of UNESCO, Paris, 2001. – P. 403–406.
28. Gol'din E. B., Sirenko L. A. The blue-green algae as the producers of the natural pesticides / E. B. Gol'din, L. A. Sirenko // *Альгология*. – 1998. – № 1. – С. 93–104.
29. Gomez F. An annotated checklist of dinoflagellates in the Black Sea. / F. Gomez, L. Boicenco // *Hydrobiologia*. – 2004. – 517. – P. 43–59.
30. Gribble K. E. Distribution and toxicity of *Alexandrium ostenfeldii* (Dinophyceae) in the Gulf of Maine, USA / K. E. Gribble, B. A. Keafer, M. A. Quilliam, A. D. Cembella, D. M. Kulis, A. Manahan, D. M. Anderson // *Deep-Sea Research*. – 2005. – Vol. 52, part II. – P. 2745–2763.
31. Hackett J. D. DSP toxin production de novo in cultures of *Dinophysis acuminata* (Dinophyceae) from North America / J. D. Hackett, M. Tong, D. M. Kulis, E. Fux, P. Hess, R. Bire, D. M. Anderson // *Harmful Algae*. – 2009. – N 8. – P. 873–879.
32. James K. J. Azaspiracid poisoning, the food-borne illness associated with shellfish consumption / K. J. James, M. J. Fidalgo Sáez, A. Furey, M. Lehane // *Food Additives and Contaminants*. – 2004. – Vol. 21, N 9. – P. 879–892.
33. Kobayashi J. Amphidinolides, bioactive macrolides from symbiotic marine dinoflagellates / J. Kobayashi, M. Tsuda // *Nat. Prod. Rep.* – 2004. – 21. – P. 77–93.
34. Kubanek J. Does the red tide dinoflagellate *Karenia brevis* use allelopathy to outcompete other phytoplankton? / J. Kubanek, M. K. Hicks, J. Naar, T. A. Villareal // *Limnol. Oceanogr.* – 2005. – 50 (3). – P. 883–895.
35. Mahoney J. B. A mass mortality of marine animals associated with a bloom of *Ceratium tripos* in the New York Bight / J. B. Mahoney, F. W. Steimle // *Toxic dinoflagellates blooms* [D. L. Taylor and H. H. Seliger, eds]. – Elsevier Science, Amsterdam, 1979. – P. 225–230.
36. Manual on Harmful Marine Microalgae / [Eds. G. M. Hallegraeff et al.]. – UNESCO: Paris, 2004. – 793 p.
37. Matthews S. Worst recorded marine mortality on the South African Coast / S. Matthews, G. C. Pitcher // *Harmful and Toxic Algal Blooms: Proc. 7th International Conference on Toxic Phytoplankton: Sendai, Japan, 12–16 July 1995* [Eds. T. Yasumoto, Y. Oshima and Y. Fukuyo]. – UNESCO, Paris, 1996. – P. 89–92.
38. Rhodes L. Production of pinnatoxins E, F and G by scrippsielloid dinoflagellates isolated from Franklin Harbour, South Australia / L. Rhodes, K. Smith, A. Selwood, P. McNabb, S. Molenaar, R. Munday, C. Wilkinson, G. Hallegraeff // *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.* – 2011. – 45. – P. 703–709.
39. Smayda T. J. What is a bloom? A commentary / T. J. Smayda // *Limnol. Oceanogr.* – 1997. – Vol. 42, N 5, part 2. – P. 1132–1136.
40. Tang Y. Allelopathic effects of *Cochlodinium polykrikoides* isolates and blooms from the estuaries of Long Island, New York, on co-occurring phytoplankton / Y. Tang, C. J. Gobler // *Marine Ecology Progress Series*. – 2010. – Vol. 406. – P. 19–31.

41. Terenko L. New dinoflagellate (dinoflagellata) species from the Odessa Bay of the Black Sea / L. Terenko // *Oceanol. Hydrobiol. Studies.* – 2005. – 34, Suppl. 3. – P. 205–216.
42. Tillmann U. Kill and eat your predator: A winning strategy of the planktonic flagellate *Prymnesium parvum* / U. Tillman // *Aquat. Microb. Ecol.* – 2003. – 32. – P. 73–84.
43. Tubaro A. Occurrence of yessotoxin-like toxins in phytoplankton and mussels from northern Adriatic Sea / A. Tubaro, L. Sidari, R. Della Loggia, T. Yasumoto // *Harmful Algae* [Eds. B. Reguera et al.]. – IOC of UNESCO and Xunta de Galicia, Paris, 1998. – P. 470–472.
44. Velikova V. Long-term study of red tides in the Western Black Sea and their ecological modeling / V. Velikova // *Harmful Algae* [Ed. B. Reguera et al.]. – IOC of UNESCO and Xunta de Galicia, Paris, 1998. – P. 192–195.
45. Yasakova O. N. New Species of Phytoplankton in the Northeastern Part of the Black Sea / O. N. Yasakova // *Russian Journal of Biological Invasions.* – 2011. – Vol. 2, N 1. – P. 63–67.

Гольдін Є. Б. Масові види мікробіотів в екосистемах: міжвидові взаємовідносини та ко-еволюційний процес // *Екосистеми, їх оптимізація та охорона.* Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 114–125.

Розглянуто сучасне становище у Азово-Чорноморському басейні, що торкається спалахів розмноження масових видів ціанобактерій та мікробіотів – продуцентів токсичних та біологічно активних речовин, методичні підходи до їх дослідження та питання термінології в світлі наукових даних останнього часу.

Ключові слова: ціанобактерії, мікробіоти, фітофаги, масові види, міжвидові відносини, ко-еволюція, біологічна активність, Чорне море.

Gol'din E. B. Mass microalgal species in ecosystems: interspecific relations and co-evolutionary process // *Optimization and Protection of Ecosystems.* Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 114–125.

In the article it is concerned the modern situation in the Azov- Black Sea basin in the aspect of outbreak of reproduction and distribution of mass cyanobacterial and microalgal species as the producers of toxic and biologically active substances. The methodical approaches and the problems of terminology are discussed in the light of the latest scientific data.

Key words: cyanobacteria, microphytic algae, phytophagans, mass species, interspecific relations, co-evolution, the Black Sea.

УДК 581.526.325(262.5)

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Брянцева Ю. В., Горбунов В. П.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
brekall5@gmail.com, v.gorbunov@ibss.org.ua*

С целью оценки современного состояния прибрежных акваторий моря исследованы структура и пространственное распределение основных характеристик фитопланктона в летний период 2011 года. Материал для исследования был собран в 70-ом рейсе НИС «Профессор Водяницкий» в прибрежной зоне Крыма. Уровень развития фитопланктона характеризовался низкими значениями численности, высокими значениями биомассы и видового разнообразия в сообществе микроводорослей. Преобладание динофлагеллят по количеству видов и численности, а диатомовых – по биомассе типично для летнего периода. На всех станциях полигона от 40 до 95% суммарной биомассы формировала крупноклеточная диатомовая водоросль *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström, биомасса которой колебалась в зависимости от района от 96,5 до 2186 мг/м³.

Ключевые слова: микроводоросли, численность, биомасса, видовое разнообразие.

ВВЕДЕНИЕ

С 18 по 29 августа 2011 года в 70-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий» проводили полевые и экспериментальные работы в соответствии с планами научных исследований ИнБЮМ НАН Украины. Основанием для выполнения данного рейса было необходимость продолжения комплексного биоокеанографического мониторинга шельфа Крыма, начатого в 53-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий» с целью оценки современного состояния прибрежных акваторий моря.

Выполнение такого мониторинга является актуальной задачей ввиду важной роли прибрежных акваторий Крыма в хозяйственной и природоохранной деятельности.

Работы проводили в пределах экономзоны Украины, в северо-западной части Черного моря, а также в прибрежной зоне Крыма, на внешней границе шельфа и материковом склоне. В данной статье впервые представлены результаты анализа состояния фитопланктона в летний период 2011 года.

Целью работы было: исследовать структуру и пространственное распределение основных характеристик фитопланктона в летний период 2011 года для оценки его состояния.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал по фитопланктону был собран на 22 станциях с приповерхностного горизонта в северной части Черного моря, расположение которых указано на карте-схеме (рис. 1).

Батометрические пробы воды (2 л) для определения качественного и количественного состава фитопланктона сгущали до 50–100 мл с помощью установки для обратной фильтрации через мембранные фильтры с диаметром пор 1 мкм (производство ОИОРАН, г. Дубна, Россия). Полученный концентрат фиксировали раствором Люголя.

Пробы обрабатывали под световым микроскопом при увеличении от 100 до 400 раз в камере 0.1 мл (массовые формы) и 0,37 мл (крупные и относительно редкие, просчитывали в 2–3-х камерах).

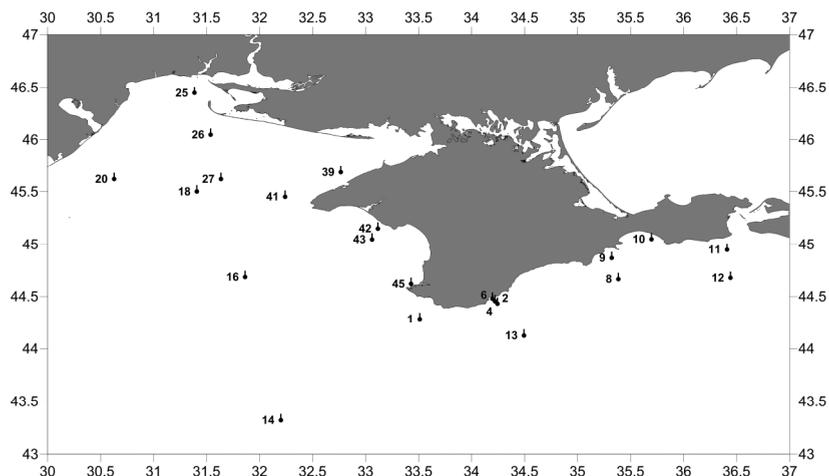


Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб фитопланктона в 70-м рейсе НИС «Профессор Водяницкий» (18–29 августа 2011 г.)

Для измерения крупных клеток динофлагеллят использовали микрофотографирование с помощью цифровой камеры, с последующим определением размеров с помощью программы «ImageJ». Результаты обработки занесены в базу данных на ПК с использованием программы «Plankton», разработанной в отделе биофизической экологии ИНБЮМ НАНУ. Рассчитывали основные параметры: численность, биомасса, объем и площадь поверхности клеток, видовое разнообразие (выраженное индексом выравненности, т. е. отношением индекса разнообразия Шеннона-Уиверра к максимально возможному для данной пробы).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Видовой состав проб соответствовал летнему состоянию фитоценоза с преобладанием динофлагеллят (54 таксона) и диатомовых водорослей (28). Только в северо-западной части, на станциях подверженных влиянию речного стока (р. Днепр) интенсивно развивались цианобактерии (Cyanobacteria) – 9 и примнезиевые водоросли (Prymnesiophyceae) – 8 таксонов. Остальные классы были представлены 1–3 наименованиями.

Всего было определено 107 наименований микроводорослей, относящихся к 8 классам и одной сборной группе *Flagellata* (табл. 1). Из них 26 – не идентифицированы до вида. Из 54 представителей динофлагеллят 16 видов отнесены к светящимся. Среди динофлагеллят больше всего видов отмечено у рода *Protoperidinium* – 9, *Prorocentrum* и *Dinophysis* – по 6 наименований.

Таблица 1

Таксономический состав проб фитопланктона, собранных в приповерхностном горизонте воды в 70-м рейсе «Профессор Водяницкий» (август 2011 г.)

№	Класс	Таксон
1	Bacillariophyceae	<i>Amphora</i> sp.
2	Bacillariophyceae	<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendeby
3	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder
4	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros compressus</i> Lauder
5	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros peruvianus</i> Brightw.
6	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros similis</i> Cleve
7	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros simplex</i> Ostenfeld
8	Bacillariophyceae	<i>Chaetoceros</i> sp.
9	Bacillariophyceae	<i>Coscinodiscus janischii</i> Schmidt
10	Bacillariophyceae	<i>Coscinodiscus</i> sp.
11	Bacillariophyceae	<i>Cyclotella caspia</i> Grunow
12	Bacillariophyceae	<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Reiman & Lewin
13	Bacillariophyceae	<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle
14	Bacillariophyceae	<i>Diatoma tenuis</i> Agardh
15	Bacillariophyceae	<i>Ditylum brightwellii</i> (West) Grunow in Van Heurck
16	Bacillariophyceae	<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve
17	Bacillariophyceae	<i>Melosira moniliformis</i> (Müller) Agardh
18	Bacillariophyceae	<i>Nitzschia lorenziana</i> var. <i>incerta</i> Grunow
19	Bacillariophyceae	<i>Nitzschia tenuirostris</i> Mer.
20	Bacillariophyceae	<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström
21	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden
22	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia pungens</i> (Grunow ex Cleve) Hasle
23	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) H. & M. Peragallo
24	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.
25	Bacillariophyceae	<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström
26	Bacillariophyceae	<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve
27	Bacillariophyceae	<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Van Heurck
28	Bacillariophyceae	<i>Thalassiosira</i> sp.
29	Chlorophyceae	*
30	Chlorophyceae	<i>Scenedesmus</i> sp.
31	Cryptophyceae	*
32	Cyanophyceae	*
33	Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp.
34	Cyanophyceae	<i>Aphanizomenon flos-aque</i> (Linnaeus) Ralfs ex Bornet & Flahault

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ
ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

Продолжение таблицы 1

№	Класс	Таксон
35	Цианопхyceae	<i>Aphanizomenon</i> sp.
36	Цианопхyceae	<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kützing
37	Цианопхyceae	<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) J. Komárková-Legnerová & G. Cronberg
38	Цианопхyceae	<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing
39	Цианопхyceae	<i>Nodularia spumigena</i> Mertens in Jürgens
40	Цианопхyceae	<i>Spirulina laxissima</i> West
41	Dictyochophyceae	*
42	Dictyochophyceae	<i>Apedinella radians</i> (Lohmann) Campbell
43	Dictyochophyceae	<i>Dictyocha speculum</i> Ehrenberg
44	Dinophyceae	*
45	Dinophyceae	<i>Akashiwo sanguinea</i> (Hirasaka) Hansen et Moestrup
46	Dinophyceae	<i>Amphidinium longum</i> Lohmann
47	Dinophyceae	<i>Amphidinium</i> sp.
48	Dinophyceae	<i>Neoceratium furca</i> (Ehrenberg) Gomez, Moreira & Lopez-Garcia
49	Dinophyceae	<i>Neoceratium fusus</i> (Ehrenberg) Gomez, Moreira & Lopez-Garcia
50	Dinophyceae	<i>Neoceratium tripos</i> (Müller) Gomez, Moreira & Lopez-Garcia
51	Dinophyceae	<i>Cochlodinium citron</i> Kofoid et Swezy
52	Dinophyceae	<i>Dinophysis acuminata</i> Claparède & Lachmann
53	Dinophyceae	<i>Dinophysis acuta</i> Ehrenberg
54	Dinophyceae	<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent
55	Dinophyceae	<i>Dinophysis rotundata</i>
56	Dinophyceae	<i>Dinophysis sacculus</i> Stein
57	Dinophyceae	<i>Dinophysis</i> sp.
58	Dinophyceae	<i>Diplopsalis lenticula</i> Bergh
59	Dinophyceae	<i>Diplopsalis pilula</i> Ostenfeld
60	Dinophyceae	<i>Diplopsalis</i> sp.
61	Dinophyceae	<i>Ebria tripartita</i> (Shumann) Lemmermann
62	Dinophyceae	<i>Glenodinium obliquum</i> Pouchet
63	Dinophyceae	<i>Glenodinium paululum</i> Lindemann
64	Dinophyceae	<i>Glenodinium</i> sp.
65	Dinophyceae	<i>Gonyaulax digitale</i> (Pouchet) Kofoid
66	Dinophyceae	<i>Gonyaulax polygramma</i> Stein
67	Dinophyceae	<i>Gonyaulax</i> sp.
68	Dinophyceae	<i>Gonyaulax spinifra</i> (Claparède & Lachmann) Diesing
69	Dinophyceae	<i>Gymnodinium najadeum</i> Schiller
70	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i> (Lohmann) Kofoid & Swezy
71	Dinophyceae	<i>Gymnodinium</i> sp.
72	Dinophyceae	<i>Gymnodinium wulffii</i> Schiller
73	Dinophyceae	<i>Gyrodinium fusiforme</i> Kofoid & Swezy
74	Dinophyceae	<i>Gyrodinium fusus</i> (Meunier) Akselman
75	Dinophyceae	<i>Gyrodinium</i> sp.
76	Dinophyceae	<i>Heterocapsa triquetra</i> (Ehrenberg) Stein

Окончание таблицы 1

№	Класс	Таксон
77	Dinophyceae	<i>Lessardia elongata</i> Saldarriaga & Taylor
78	Dinophyceae	<i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge
79	Dinophyceae	<i>Polykrikos kofoidii</i> Chatton
80	Dinophyceae	<i>Prorocentrum aporum</i> (Schiller) Dodge
81	Dinophyceae	<i>Prorocentrum balticum</i> (Lohmann) Loeblich [Kraakmalny & Terenko]
82	Dinophyceae	<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge
83	Dinophyceae	<i>Prorocentrum cordatum</i> (Ostenfeld) Dodge
84	Dinophyceae	<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg
85	Dinophyceae	<i>Prorocentrum</i> sp.
86	Dinophyceae	<i>Protoceratium reticulatum</i> (Claparède & Lachmann) Bütschli
87	Dinophyceae	<i>Protoperidinium bipes</i> (Paulsen) Balech
88	Dinophyceae	<i>Protoperidinium breve</i> Paulsen
89	Dinophyceae	<i>Protoperidinium brevipes</i> (Paulsen) Balech
90	Dinophyceae	<i>Protoperidinium claudicans</i> (Paulsen) Balech
91	Dinophyceae	<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech
92	Dinophyceae	<i>Protoperidinium crassipes</i> (Kofoid) Balech
93	Dinophyceae	<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech
94	Dinophyceae	<i>Protoperidinium</i> sp.
95	Dinophyceae	<i>Protoperidinium stenii</i> (Jørgensen) Balech
96	Dinophyceae	<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Balech ex Loeblich III
97	Dinophyceae	<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy
98	Euglenophyceae	*
99	Flagellata	*
100	Prymnesiophyceae	*
101	Prymnesiophyceae	<i>Acanthoica quattropsina</i> Lohman
102	Prymnesiophyceae	<i>Emiliana huxleyi</i> (Lohmann) Hay & Mohler
103	Prymnesiophyceae	<i>Pontosphaera stagnicola</i> Chodat & Rosillo
104	Prymnesiophyceae	<i>Pontosphaera nigra</i> Schiller
105	Prymnesiophyceae	<i>Pontosphaera</i> sp.
106	Prymnesiophyceae	<i>Syracolithus dalmaticus</i> (Kamptner) Loeblich & Tappan
107	Prymnesiophyceae	<i>Syracosphaera</i> sp.

Суммарная численность микроводорослей на большей части станций не превышала 100 млн. кл./м³, (минимум 16,1 млн. кл./м³ у берегов Ялты), что характерно для развития черноморского фитопланктона в августе. Первые 4 станции разреза, начало которого расположено напротив Березанского лимана, а конец в центре западной халистазы, отличались максимальными значениями численности, увеличиваясь от 135,4 млн. кл./м³ (ст. 18) до 2735,6 млн. кл./м³ (ст. 25) за счет развития цианобактерий и примнезиевых водорослей (рис. 2).

Последняя станция находится под влиянием распресненных вод речного стока (Днепра), что обуславливает специфический видовой состав и уровень развития микроводорослей в данной точке (в дальнейшем мы будем именовать ее для удобства «аномальной» станцией). Массовое развитие цианобактерий здесь

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ
ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

определило минимальные значения среднего размера клеток (233 мк^3) и максимальную численность ($2735,6 \text{ млн. кл./м}^3$), что обусловило минимальное видовое разнообразие в сообществе ($0,21$ – по индексу выравненности).

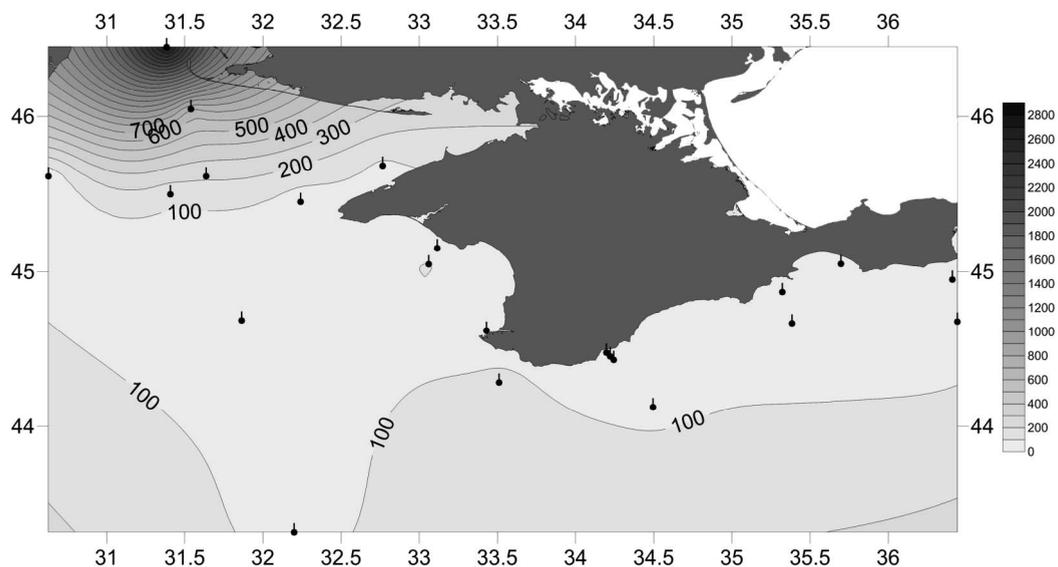


Рис. 2. Пространственное распределение численности фитопланктона в августе 2011 года в приповерхностном горизонте вод Черного моря

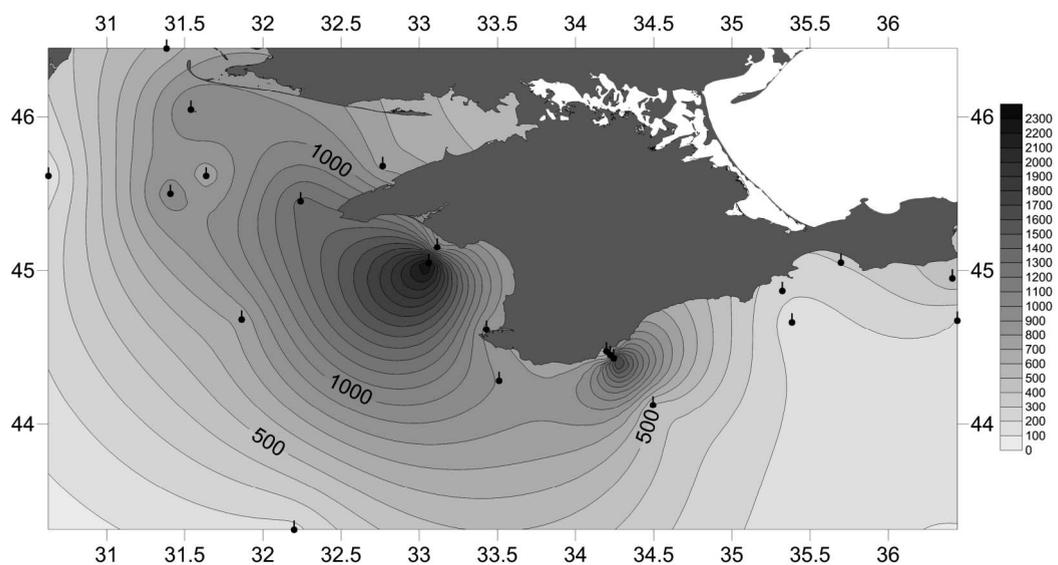


Рис. 3. Пространственное распределение биомассы фитопланктона в августе 2011 года в приповерхностном горизонте вод Черного моря

Таблица 2

Основные параметры фитопланктона в приповерхностном горизонте моря

Станции	Дата	Численность, млн.кл./м ³	Биомасса, мг/м ³	Средний объем клеток, мк ³	Индекс выравненности
1	18.08.2011	127,2	892,8	7016	0,78
2	19.08.2011	52,7	1914,0	36302	0,84
4	19.08.2011	28,4	469,3	16538	0,80
6	19.08.2011	16,8	521,9	30994	0,77
8	20.08.2011	37,3	144,3	3863	0,67
9	20.08.2011	55,1	226,4	4111	0,60
10	20.08.2011	41,0	305,5	7445	0,65
11	20.08.2011	36,1	475,4	13162	0,70
12	20.08.2011	16,5	199,9	12102	0,82
13	21.08.2011	74,9	468,0	6245	0,67
14	22.08.2011	37,6	183,0	4460	0,51
16	23.08.2011	25,6	733,9	28682	0,79
18	24.08.2011	135,4	973,9	7190	0,79
20	24.08.2011	17,2	213,8	7098	0,67
25	25.08.2011	2735,6	638,0	233	0,21
26	25.08.2011	686,0	1015,1	1480	0,44
27	25.08.2011	217,5	726,0	3337	0,58
39	27.08.2011	77,5	760,5	9814	0,74
41	27.08.2011	40,9	1330,7	32508	0,63
42	27.08.2011	24,8	968,1	39041	0,82
43	28.08.2011	111,6	2368,6	21225	0,74
45	29.08.2011	30,6	841,6	27534	0,77

Примечание: жирным шрифтом выделены минимальные и максимальные значения параметров.

В среднем для всего исследованного района моря численность составила $210,3 \pm 83,6$ млн. кл./м³, а без учета ст. 25, еще меньше, 90 ± 21 млн. кл./м³.

Суммарная биомасса (рис. 3) изменялась сравнительно в более узких пределах (от 144,3 до 2368 мг/м³) с минимумом на мористой глубоководной станции напротив Кара-дага (ст. 8) и максимумом на мористой станции напротив Евпатории (ст. 43). В среднем для всего исследованного полигона она составила $744 \pm 233,5$ мг/м³.

При этом на всех станциях, кроме указанной «аномальной», где по биомассе доминировала мелкоклеточная динофлагеллята *Scrippsiella trochoidea* (194,9 мг/м³ или 30,5%), от 39,7 до 94,5% суммарной биомассы формировала крупноклеточная диатомовая водоросль *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström (Bacillariophyta, Bacillariophyceae).

Диатомовая водоросль *Pseudosolenia calcar-avis*, как было отмечено нами ранее [1], теплолюбивый вид-вселенец, обладающий рядом конкурентных преимуществ [2, 3], таких как: большие размеры и особенности формы клеток, в результате чего им никто не питается [4], и высокая скорость деления [5]. Все это, наряду с широкой

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ
ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

эвригалинностью, способствует быстрому распространению вида по акватории и доминированию в суммарной биомассе фитопланктона.

В августе 2011 г. численность вида колебалась от 0,28 до 7,34 млн. кл./м³, составляя в среднем $2,8 \pm 1$ млн. кл./м³. В целом для исследованной акватории уровень развития *P. calcar-avis* можно оценить как средний (561 ± 259 мг/м³), однако диапазон колебаний биомассы достигал 23 раз: от 96,54 до 2185,63 мг/м³ (рис. 4).

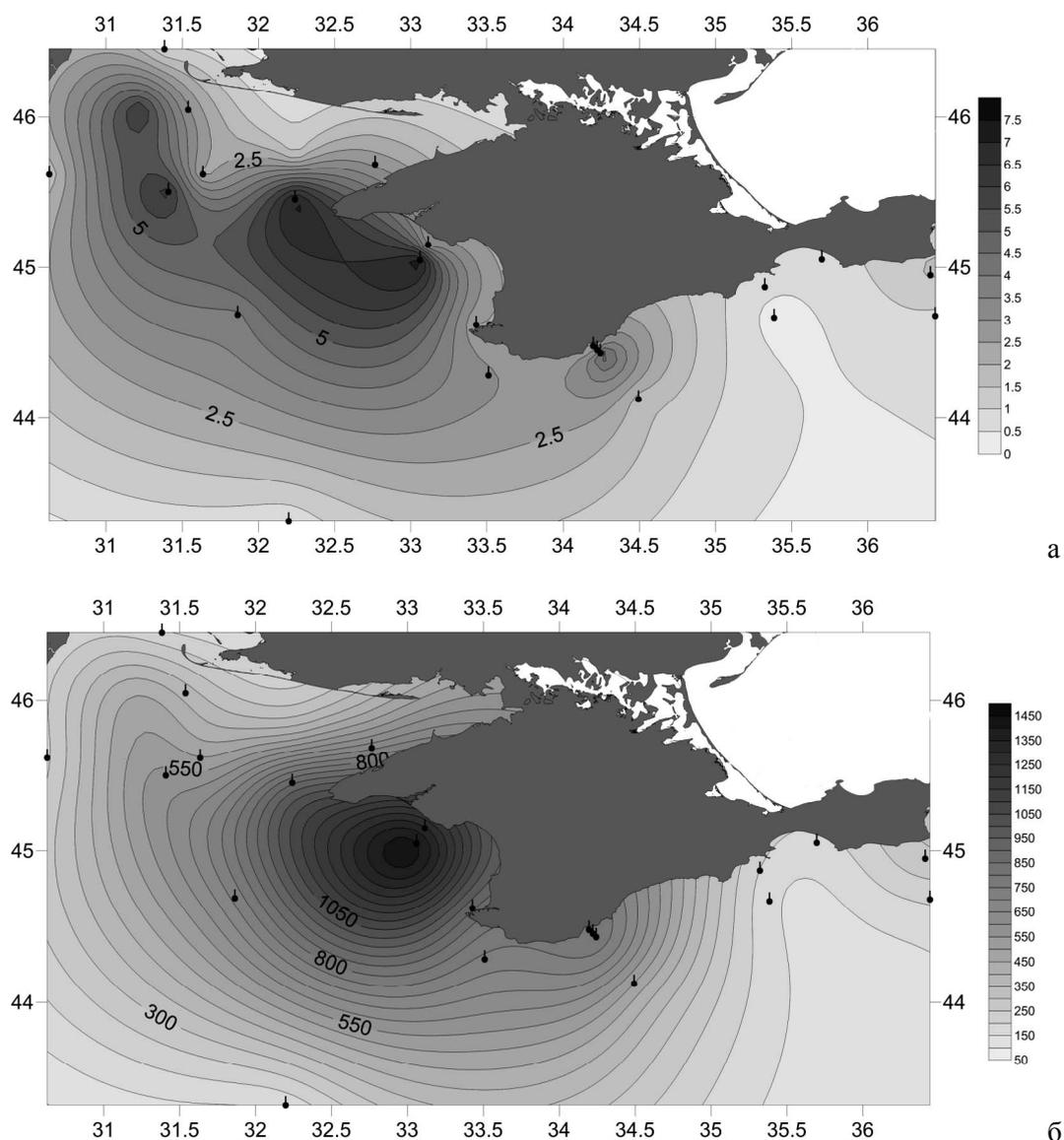


Рис. 4. Пространственное распределение численности (а) и биомассы (б) *Pseudosolenia calcar-avis* в приповерхностном слое вод у берегов Крыма в августе 2011 г.

Зона максимальных значений численности и биомассы вида располагалась на траверзе напротив Евпатории, уменьшаясь по мере удаления от берегов Крыма и достигая минимума численности на глубоководной станции напротив Кара-дага, а биомассы в центре западной халистазы.

Объем клеток вида колебался от 96135 до 433540 $\mu\text{к}^3$, причем, наибольшие значения отмечены на станциях с минимальной численностью вида. В среднем для исследованной части моря объем составил 200921 $\mu\text{к}^3$.

Таблица 3

Виды, доминирующие по численности в приповерхностных пробах воды в августе 2011 года

№ ст.	Класс	Род	N	B	V	% от Σ N
1	Prymnesiophyceae	<i>Emiliana huxleyi</i>	30,7	6,8	220	24,1
2	Dinophyceae	sp.	6,6	16,0	2429	12,5
4	Dinophyceae	<i>Prorocentrum cordatum</i>	6,1	9,7	1586	21,5
6	Dinophyceae	<i>Glenodinium paululum</i>	5,2	6,3	1227	30,7
8	Flagellata	sp.	13,9	0,2	14	37,4
9	Flagellata	sp.	21,4	1,4	65	38,9
10	Bacillariophyceae	<i>Nitzschia tenuirostris</i>	12,0	0,3	29	29,2
11	Flagellata	sp.	9,4	3,7	392	26,2
12	Dinophyceae	<i>Prorocentrum cordatum</i>	2,8	6,3	2269	16,7
13	Bacillariophyceae	<i>Nitzschia tenuirostris</i>	32,2	1,3	41	43,0
14	Bacillariophyceae	<i>Thalassionema nitzschioides</i>	24,1	27,6	1142	64,3
16	Dinophyceae	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	4,4	23,9	5386	17,4
18	Bacillariophyceae	<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	31,7	14,7	463	23,4
20	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i>	5,6	1,5	267	32,8
25	Cyanophyceae	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	2197,3	69,0	31	80,3
26	Prymnesiophyceae	<i>Emiliana huxleyi</i>	354,8	78,4	221	51,7
27	Cyanophyceae	<i>Planktolyngbya limnetica</i>	79,2	2,0	25	36,4
39	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i>	13,0	5,4	414	16,8
41	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i>	15,3	4,2	272	37,4
42	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i>	3,7	1,0	258	14,9
43	Dinophyceae	<i>Gymnodinium simplex</i>	20,5	9,7	474	18,4
45	Dinophyceae	<i>Prorocentrum cordatum</i>	7,8	20,4	2605	25,6

Примечания к таблице: N – численность вида, млн.кл./м³; B – биомасса вида, мг/м³; V – средний объем клеток, $\mu\text{к}^3$; % Σ N – доля вида в суммарной численности всех микроводорослей, %.

Негативным последствием интенсификации развития вида *P. calcar-avis* является ухудшение условий питания для зоопланктона, моллюсков и молоди рыб [6], а также заболевания и, даже, их гибели при «цветении воды» [7, стр. 214].

Видовое разнообразие было достаточно высоким, на большей части станций значения индекса выравненности превышало 0,65. Значения, ниже этого отмечены в северо-западной части в начале западного разреза (ст. 25, 26, 27), в центре западной халистазы и в прибрежье Кара-дага. При этом, максимальное разнообразие наблюдалось на самой мористой станции на траверзе Ялты (0,84), а минимальное

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ
ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ

(0,21) на «аномальной» станции. Все побережье Крыма от Каркинитского залива до Южного берега, а также мористая станция напротив Керчи и в центре северо-западной части (равноудаленная область от всех берегов) характеризовались значениями выше среднего.

Таблица 4

Значения численности и биомассы динофлагеллят и их вклад в суммарное обилие фитопланктона в августе 2011 года в приповерхностном слое воды

Название	ND	% Σ N	BD	% Σ B
1 1	47,2	37,1	141,8	15,9
2 1	27,9	52,8	84,7	4,4
4 1	17,6	62,2	50,0	10,7
6 1	12,1	71,7	28,5	5,5
8 1	7,9	21,1	19,4	13,4
9 1	10,0	18,2	51,8	22,9
10 1	10,8	26,4	141,7	46,4
11 1	9,6	26,5	65,3	13,7
12 1	11,5	69,4	53,4	26,7
13 1	18,4	24,6	84,1	18,0
14 1	8,8	23,4	50,2	27,4
16 1	12,6	49,5	53,5	7,3
18 1	41,9	31,0	200,5	20,6
20 1	12,1	70,5	55,5	26,0
25 1	47,0	1,7	281,0	44,0
26 1	35,6	5,2	133,7	13,2
27 1	30,1	13,8	116,9	16,1
39 0	48,6	62,7	138,4	18,2
41 1	27,0	66,0	71,5	5,4
42 1	15,3	61,7	44,4	4,6
43 1	40,7	36,4	163,8	6,9
45 1	19,3	63,2	88,1	10,5

Примечания к таблице: ND – численность динофлагеллят (млн. кл./м³); % Σ N – доля динофлагеллят в суммарной численности всех микроводорослей; BD – биомасса динофлагеллят (мг/м³); % Σ B – доля динофлагеллят в суммарной биомассе всех микроводорослей; жирным шрифтом выделены минимальные и максимальные значения каждого параметра.

Как уже было сказано, по биомассе повсеместно доминировал вид *Pseudosolenia calcar-avis* и только на одной станции – *Scrippsiella trochoidea*, в то время как по численности, видовой состав был достаточно разнообразен и насчитывал 12 наименований (табл. 3).

На большей акватории, преимущественно у берегов Крыма (также 2 станции северо-западного полигона – 16 и 20), преобладали мелкоклеточные формы динофлагеллят (5 наименований). Из них чаще всего доминировала голая форма *Gimnodinium simplex*, преимущественно у северо-западной оконечности Крыма, а у берегов Севастополя и Ялты – динофлагеллята *Prorocentrum cordatum*.

Самые глубоководные станции (13, 14), а также станция у берегов Феодосии (10) и ст. 18 в центре северо-западного полигона характеризовались доминированием диатомовых водорослей. На остальных доминировали мелкоклеточные флагелляты, примнезиевая водоросль *Emiliana huxleyi* и цианобактерия *Planktolyngbya limnetica*.

Суммарные значения по таксонам крупного ранга (классы) распределялись по станциям следующим образом: на всех станциях по биомассе доминировали диатомовые водоросли, по численности на 16 станциях доминировали динофлагелляты. Только 7 станций характеризовались преобладанием по численности других групп водорослей.

Необходимо учитывать, что кормовая ценность фитопланктона была заниженной, т.к. большую часть биомассы фитопланктона была недоступной для выедания (поскольку, как указывалось выше, водоросль *Pseudosolenia calcar-avis* практически никто не ест [4]). В связи с этим интересно было оценить обилие динофлагеллят – основного кормового объекта зоопланктона и личинок рыб (табл. 4).

Численность динофлагеллят колебалась в узких пределах, от 7,9 до 48,6 млн. кл./м³, хотя их вклад в суммарную численность всех водорослей был существенный (до 71,7%). По биомассе их вклад был ниже (не превышал 48,6%), но значения их были достаточно высокими – от 19,4 до 281 мг/м³. Зоны повышенного обилия динофлагеллят располагались преимущественно в центре северо-западного разреза (от станции напротив Березанского лимана в сторону западной халистазы) и у западных берегов Крыма (разрез от мыса Айя до Каркинитского залива). В восточной части побережья Крыма только в Феодосийском заливе отмечены высокие значения биомассы динофлагеллят, но численность их была незначительной.

ВЫВОДЫ

1. Видовое разнообразие (по индексу выравненности) было относительно высоким, всего определено 107 наименований водорослей, относящихся к 8 классам и сборной группе *Flagellata*. Видовой состав проб соответствовал летнему состоянию фитоценоза в период стагнации в приповерхностном слое вод, с преобладанием динофлагеллят (54 таксона) и диатомовых (28).

2. Уровень количественного развития характеризовался низкими значениями численности и высокими значениями биомассы, преимущественно за счет крупноклеточной диатомовой водоросли *Pseudosolenia calcar-avis*, вклад которой в суммарную биомассу составлял от 40 до 94%, а биомасса вида колебалась в широких пределах, в зависимости от района, от 96,5 до 2185,6 мг/м³ (максимум у берегов Евпатории).

3. Максимумы биомассы были локализованы на траверзах курортных городов – Ялты (1914 мг/м³) и Евпатории – 2368 мг/м³. В среднем для всего исследованного полигона она составила 744±233,5 мг/м³.

4. Пространственное распределение обилия было в целом равномерным, увеличиваясь с востока на запад и по направлению к берегам Крыма. На этом фоне резко выделялась станция, расположенная напротив Березанского лимана и испытывающая влияние распресненных вод стока Днепра. Массовое развитие цианобактерий здесь определило минимальные для всего моря значения среднего

размера клеток (233 мк^3) и максимальную численность ($2735,6 \text{ млн. кл./м}^3$), что обусловило минимальное видовое разнообразие в сообществе ($0,21$ – по индексу выравненности).

Список литературы

1. Брянцева Ю. В. Пространственное распределение диатомовой водоросли *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström у берегов Крыма летом 2011 г. / Ю. В. Брянцева, В. П. Горбунов // Экологічні проблеми Чорного моря: зб. докл. та статей: міжнар. наук.-практ. конф. (2011; Одеса). – Одеса, 2011. – С. 261–264.
2. Зенкевич Л. А. Биология морей СССР / Л. А. Зенкевич. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 739 с.
3. Каспийское море. Фауна и биологическая продуктивность / [В. Д. Левшакова, А. Г. Ардабьева, Т. А. Татаринцева и др.]. – М.: Наука, 1985. – С. 23–59.
4. Карпинский М. Г. *Pseudosolenia calcar-avis* (Bacillariophyta, Centrophyceae) в Каспии. / М. Г. Карпинский // Росс. журн. биол. инвазий. – 2010. – № 1. – С. 2–11.
5. Суханова И. Н. Видовой состав, распределение и суточные изменения фитопланктона Черного моря в октябре 1978 г. / И. Н. Суханова, Т. В. Беляева // Экосистемы пелагиали Черного моря. – М.: Наука, 1980. – С. 65–91.
6. Сеничева М. И. Видовое разнообразие, сезонная и межгодовая изменчивость микроводорослей в планктоне у берегов Крыма / М. И. Сеничева // Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования [ред. Ю. Н. Токарев и др.]. НАН Украины, Институт биологии южных морей. – Севастополь: ЄКОСИ-Гідрофізика, 2008. – С. 5–17.
7. Матишов Г. Г. Фуштей Т. В. К проблеме вредоносных «цветений» воды в Азовском море / Г. Г. Матишов, Т. В. Фуштей [Электронный ресурс] // электронный журнал «Исследовано в России». – 2003. Режим доступа: <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2003/022.pdf>.

Брянцева Ю. В., Горбунов В. П. Просторовий розподіл основних параметрів фітопланктону в північній частині Чорного моря // Экосистемы, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 126–137.

С метою оцінки сучасного стану прибережних акваторій моря досліджені структура та просторовий розподіл основних характеристик фітопланктону у літній період 2011 року. Матеріал для дослідження був зібраний у 70-му рейсі НДС «Професор Водяницький» в прибережній зоні Криму і в північно-західній частині Чорного моря (в межах економічної зони України). Рівень розвитку фітопланктону характеризувався низькими значеннями чисельності, високими значеннями біомаси та видового різноманіття в угрупованнях микроводорослей. Переважання динофлагеллят за кількістю видів та чисельності, а діатомових – по біомасі, властиве для літнього періоду. На всіх станціях полігону від 40 до 95% сумарної біомаси формувала крупноклітинна діатомова водорість *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström, біомаса якої коливалася, в залежності від району, від $96,5$ до 2186 мг/м^3 .

Ключові слова: микроводоросли, чисельність, біомаса, відове різноманіття.

Bryantseva Yu. V., Gorbunov V. P. Spatial distribution phytoplankton basic parameters at the northern Black Sea // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 126–137.

For the purpose of assessing the current state of the Black Sea coastal waters the structure and spatial distribution of phytoplankton main characteristics were studied during summer 2011. Materials were collected in 70-th cruise of R/V «Professor Vodyanitskiy» in the Crimea coastal zone and north-west part of the Black Sea (limited to the Ukrainian economic zone). The level of phytoplankton development was characterized by low abundance, high biomass and species diversity values in the microalgae community. Dinoflagellates dominated by the population both in number of species and abundance while diatoms dominated in biomass which is typical for the summer period. The large cell microalgae *Pseudosolenia calcar-avis* (Schultze) Sundström with the biomass varied from 96.5 to 2186 mg/m^3 contributed from 40% to 95% of the total biomass on the all stations.

Key words: microalgae, abundance, biomass, species diversity.

УДК 581.526.323 (262.5)

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДОННОГО ФИТОЦЕНОЗА БУХТЫ КРУГЛОЙ (СЕВАСТОПОЛЬ)

Ковардаков С. А., Празукин А. В.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
skovardakov@mail.ru*

По съемкам 1989 и 2008 гг. сопоставлены структурные и поточные характеристики фитоценоза макрофитов бухты Круглой (рекреационная зона г. Севастополя). Показано, что за 19 лет общие запасы макрофитобентоса снизились в 1,2 раза, запасы цистозеры и сопутствующих видов сократились соответственно в 1,7 и 1,4 раза, эпифитов – остались на прежнем уровне. Величины потоков азота, фосфора и кислорода, существенно перераспределились между элементами фитоценоза. В целом, к 2008 г. их уровень уменьшился на 15–17 %. Не смотря на снижение самоочистительного потенциала донный фитоценоз б. Круглой в 2008 г. был способен за сутки изъять весь минеральный азот, половину минерального фосфора и на 80% возобновить фонд кислорода.

Ключевые слова: фитоценоз, макрофитобентос, запасы, качество среды, изъятие азота и фосфора.

ВВЕДЕНИЕ

Практика управления прибрежными зонами в развитых прибрежных государствах доказывает, что наиболее рациональным способом реализации принципов устойчивого развития в прибрежной зоне является комплексное управление прибрежными зонами (КУПЗ). Одной из целей КУПЗ является «сохранение и защита продуктивности и биоразнообразия прибрежных экосистем в основном путем предотвращения разрушения среды обитания видов, загрязнения окружающей среды и чрезмерной эксплуатации ресурсов» [1]. Поэтому, при реализации программ ориентированных на КУПЗ, необходимо исследовать во взаимосвязи природные и социально-экономические особенности.

Прибрежная зона – важнейший объект экономического и рекреационного природопользования и в последнее десятилетие она привлекает особое внимание и интерес различного рода специалистов. Благодаря богатым ресурсам, высокому продукционному потенциалу, прибрежные районы одни из наиболее эксплуатируемых зон в Мире. На данный момент более 60% населения Земли проживает в 60-мильной прибрежной зоне и миграция населения из внутренних районов в прибрежные зоны постоянно возрастает [2]. В результате этого, прибрежные районы находятся под постоянно увеличивающимся давлением. Именно с прибрежной зоной связывают потенциально опасные тенденции глобальных экологических и климатических изменений [3, 4]. Особенно страдают морские прибрежные экосистемы, для которых характерно обилие видов гидробионтов и сосредоточение основных запасов макрофитобентоса, а изменения экологической обстановки приводят к их деградации, изменяя видовой состав и структуру [5–8].

В поддержании видового разнообразия в морских прибрежных акваториях важнейшую роль играет качество водной среды, которое во многом формируется макрофитобентосом [9, 10]. Мониторинг состояния донного фитоценоза и оценка его самоочистительных возможностей позволяет сделать выводы о тенденциях изменения качества среды в исследуемых акваториях и принять меры по его стабилизации [11–14].

В г. Севастополе объектом, где исследования макрофитобентоса актуальны и требуют внимания со стороны экологов и управленцев, является б. Круглая. Уже долгое время здесь существует второй по величине и посещаемости пляж г. Севастополя. Территория вокруг бухты постепенно застраивается учреждениями рекреационного назначения, нагрузка на акваторию возрастает.

Цель исследований – по результатам съемок 1989 и 2008 гг. выявить структурно-функциональные изменения донной растительности бухты Круглой, произошедшие за 19 лет.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в акватории бухты Круглой (рис. 1), расположенной на северном побережье Гераклейского полуострова между Двойной и Стрелецкой бухтами в черте г. Севастополя. Бухта мелководная, только на ее входе глубина достигает 15 метров, а в центре бухты – скалистая отмель с глубинами до 0,3 м. Площадь акватории составляет около 0,64 км²; средняя глубина бухты – 4,5 м; полный объем – 2,93 млн. м³; протяженность с ССЗ на ЮЮВ – 1300 м; расстояние между входными мысами – 650 м, максимальная ширина – 800 м.

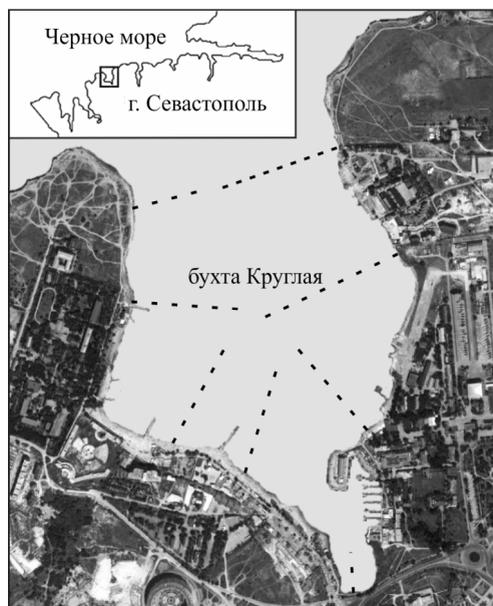


Рис. 1. Район исследований и участок отбора проб с разрезами

Пробы макроводорослей были отобраны в июле 1989 и 2008 гг. на стандартных гидробиотических разрезах (в четырехкратной повторности учетной рамкой 25×25 см на глубинах 0,5; 1; 3; 5; 7; 9 и 13 м) по методике [15]. Коэффициент проективного покрытия оценивали визуально. Макрофиты разбирали по видам и взвешивали. Всего собрано и проанализировано 148 проб. По результатам съемки макроводорослей рассчитали среднюю биомассу макрофитов на разной глубине, определили средний вклад доминирующих и наиболее часто встречающихся видов в биомассу донного фитопланктона. Все это позволило рассчитать запасы макрофитов по глубине и в акватории в целом.

Расчет изъятия водорослями из воды минеральных форм фосфора и азота проводили по суточному приросту макрофитов в акватории и содержанию азота и фосфора в водорослях. Суммарная величина по бухте отражает самоочистительный потенциал фитопланктона. В среднем для всех видов макрофитов из исследуемой акватории содержание азота приняли равным 1,5%, а фосфора – 0,15% от их сухой массы [16]. Суточный прирост водорослей находили по формуле 1.

$$\Delta B_i = 0,00912 \times (S/W_i)^{0,78} \times B_i, \quad (1)$$

где: ΔB_i – суточный прирост сырой массы итого вида, $t \times \text{сут}^{-1}$, $(S/W)_i$ – величина удельной поверхности итого вида макрофитов, $\text{м}^2 \times \text{кг}^{-1}$; B_i – запасы итого вида в акватории, т (сырая масса).

Расчет выделения кислорода каждым видом макрофитов проводили по формуле 2.

$$P_i = 0,025 \times (S/W)_i^{0,8} \times B_i : K_{\text{вл}} \quad (2)$$

где: P_i – величина выделения кислорода итым видом, $t \times \text{сутки}^{-1}$, $K_{\text{вл}}$ – коэффициент влажности (отношение сырой и сухой масс).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Структурные характеристики фитопланктона. В соответствии с характером донных отложений макрофитобентос бухты Круглой представлен двумя фитопланктоническими группами: 1 – ассоциация *Cystoseira crinita* Duby + *C. barbata* (Stackhouse) C. Agardh с их эпифитами и сопутствующими видами, сосредоточенная на камнях, валунах, плитах и скальных выходах расположенных в районе входных мысов, вдоль берегов и в центре бухты; 2 – ассоциация *Zostera noltii* (Cavol.) Nolte + *Z. marina* L., сосредоточена на участках дна покрытых битой ракушкой и песчано-илистыми отложениями в районе пляжа, средней и кутовой частях бухты. Видовой состав донного фитопланктона представлен 16 видами макрофитов и за 19 лет практически не изменился, а общие запасы макрофитов снизились в 1,2 раза – с 1020 до 853 т сырой массы (табл. 1).

Данные, приведенные в таблице, показывают, что в 1989 г. шесть видов (*C. barbata*, *C. crinita*, *L. coronopus*, *P. subulifera*, *Z. marina*, *Z. noltii*) определяли 82% всех запасов водорослей в бухте (*C. barbata* – 210 т, *C. crinita* – 374 т сырой массы).

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДОННОГО ФИТОЦЕНОЗА
БУХТЫ КРУГЛОЙ (СЕВАСТОПОЛЬ)

В 2008 г. число видов, составляющих определяющую часть биомассы (83%), сократилось до четырех (*C. crinita*, *P. subulifera*, *Z. marina*, *Z. noltii*), и на первые два вида приходилось соответственно 300 и 236 т сырой массы.

Таблица 1

Видовой состав и запасы макрофитобентоса бухты Круглой

№ п/п	Таксоны	S/W – удельная поверхность видов, м ² ×кг ⁻¹	Запасы, т (сырой массы)	
			1989 г.	2008 г.
CHLOROPHYTA				
1	<i>Cladophora sericea</i> (Huds.) Kütz	65	45,9	12,3
2	<i>Enteromorpha intestinalis</i> (L.) Nees.	36	7,2	14,1
3	<i>Ulva rigida</i> C. Ag.	36	2,2	7,5
Итого:			54,1	34,0
PHAEOPHYTA				
4	<i>Cladostephus verticillatus</i> (Lightf.) C. Agardh.	60	18,0	15,4
5	<i>Cystoseira barbata</i> (Stackhouse) C. Agardh.	10	210,4	43,1
6	<i>C. crinita</i> Duby	5	373,6	300,1
7	<i>Padinia pavonia</i> (L.) Gaill	19	0,60	0,9
8	<i>Stilophora rizodes</i> (Turn.) J. Ag.	6	5,4	0,1
Итого:			607,4	359,6
RHODOPHYTA				
9	<i>Ceramium</i> sp.	27	53,7	2,7
10	<i>Gelidium latifolium</i> (Grev.) Born	30	0,1	0
11	<i>Laurencia obtusa</i> (Huds.) J.V. Lamour.	8	30,5	0
12	<i>L. coronopus</i> J. Agardh	9	61,9	31,1
13	<i>Phyllophora nervosa</i> (Dc.) Grev.	14	18,4	17,3
14	<i>Polysiphonia subulifera</i> (C. Ag.) Harv.	21	124,4	234,9
Итого:			288,9	286,0
ZOSTERACEAE				
15+16	<i>Zostera. marina</i> L. + <i>Z.noltii</i> Hornem	11	69,2	174,0
Общие по бухте:			1020	853

По сравнению с 1989 г. запасы зеленых и бурых водорослей в 2008 г. снизились в 1,6 и 1,7 раза, красных – сохранились на прежнем уровне, при этом, запасы зостер выросли почти в 2,5 раза и составили 174 т – 20% от общих запасов. И в 1989 и в 2008 гг. наибольшие вклады в запасы фитоценоза вносили бурые и красные водоросли. Доля бурых в 1989 г. составляла 60%, красных – 28%, в 2008 г. – соответственно 42% и 34%.

Соотношения величин запасов цистозир, эпифитов, сопутствующих видов и зостер в структуре фитоценоза с разные годы существенно различаются (рис. 2).

Так, в 1989 г. запасы фитоценоза на 57% были сформированы цистозирами (574 т), эпифитов было в 2 раза меньше 28% (286 т), сопутствующие виды вносили 8% (81 т), зостеры – 7% (69 т). В 2008 г. доля цистозир в составе фитоценоза снизилась до 40% (343 т), эпифитов и зостеры – выросла, соответственно до 33% (280 т) и 20 % (174 т). Снижение запасов цистозир сказалось на коэффициенте ее эпифитирования ($K_э$ – отношение массы эпифитов к массе цистозир), он увеличился с 0,5 до 0,85, несмотря на то, что абсолютные величины запасов эпифитов за 19 лет не изменились. Обычно, при прочих равных условиях, увеличение значения $K_э$ косвенно отражает повышение трофности. Однако, в 2008 г. снижение запасов цистозир могло являться не только результатом повышения антропогенной нагрузки, но и последствиями ноябрьского шторма 2007 г. нанесшего колоссальный ущерб прибрежным сообществам Черного моря, в том числе, Крымского побережья. Достаточно упомянуть урон, нанесенный Керченскому проливу.

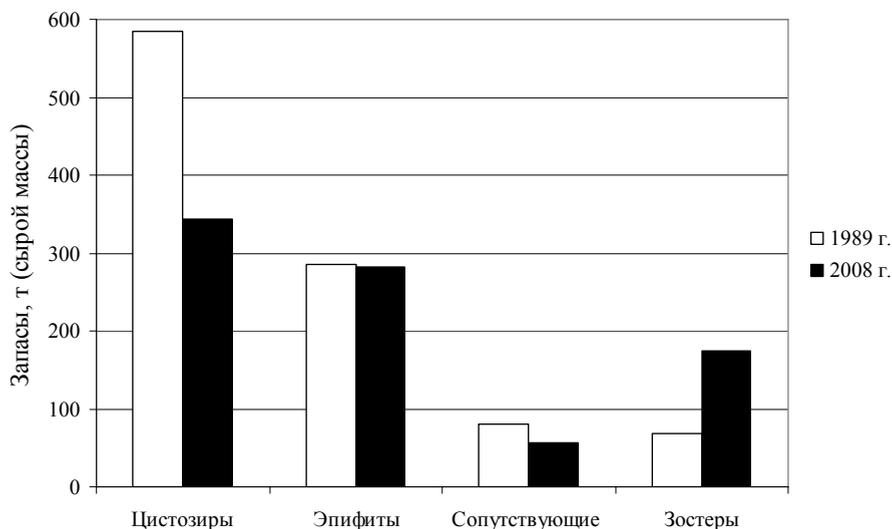


Рис. 2. Вклад цистозир, их эпифитов, сопутствующих видов и морских трав в общие запасы фитоценоза бухте Круглой в июле 1989 и 2008 гг.

В годы проведения съемок тренды общего распределения макрофитобентоса по глубине не изменились. При этом более, 80% общих запасов донной растительности сосредоточено в высокопродуктивной зоне на глубине от 0,5 до 5 м. Зависимости распределения общих запасов макрофитов от глубины хорошо описываются полиномиальными линиями тренда с максимумами в зоне глубин 1–3 м (рис. 3).

В 2008 г. общие запасы на глубинах 1 м, 3 м, 5 м и 13 м сохранились на уровне 1989 г., на остальных сравниваемых глубинах запасы за 19 лет снизились в 1,5–2 раза.

Более детально распределение запасов по глубине приведено в табл. 2.

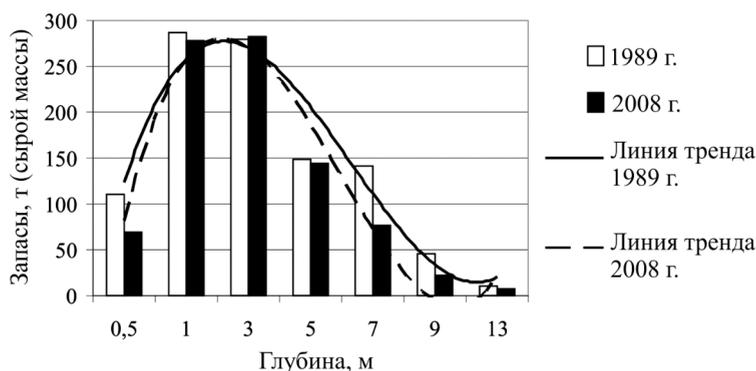


Рис. 3. Распределение общих запасов донного фитоценоза бухты Круглой по глубине в июле 1989 и 2008 гг.

Уравнения линий тренда: 1989 г. – $y=7,8x^3-108,4x^2+406x-182,2$, $R^2=0,92$;
2008 г. – $y=11,1x^3-148,3x^2+543,9x-326,4$, $R^2=0,86$.

Таблица 2

Распределение запасов макрофитобентоса бухты Круглой по глубине в июле 1989 и 2008 гг.

Глубина	Запасы макрофитобентоса, т сырой массы							
	Цистозиры		Эпифиты		Сопутствующие виды		Зостеры	
	1989 г.	2008 г.	1989 г.	2008 г.	1989 г.	2008 г.	1989 г.	2008 г.
0,5	64,5	36,9	35,6	31,4	10,0	1,3	–	–
1	182,6	133,2	64,6	57,4	13,2	22,9	26,1	64,1
3	129,9	85,5	92,9	90,3	16,5	11,4	40,3	95,7
5	86,0	44,0	45,9	65,2	13,9	4,4	2,8	30,3
7	86,5	30,5	34,8	27,2	19,8	12,4	–	7,0
9	27,9	9,9	13,3	8,9	4,1	2,7	–	–
13	7,6	3,9	0,5	1,8	2,9	1,80	–	–
По бухте	585,0	343,9	287,6	282,2	80,4	56,9	69,2	197,1

Запасы цистозир, эпифитов и сопутствующих видов снизились на всех глубинах, за исключением запасов эпифитов на глубине 5 м и запасов сопутствующих видов на глубине 1 м, где в 2008 г. они увеличились, соответственно в 1,4 и 1,7 раза, что полностью или значительно компенсировало снижение запасов на остальных глубинах.

Функциональные характеристики фитоценоза. О средозащитной функции макрофитобентоса можно судить по величинам изъятия им биогенных элементов из воды. Расчет величины возможного изъятия минеральных форм азота макрофитами из воды (рис. 4) показал, что за 19 лет самоочистительный потенциал цистозир по азоту, снизился в 1,9 раза, эпифитов – в 1,1 раза, сопутствующих видов не

изменился, зостер – вырос в 2,5 раза. Отметим, что такие же изменения наблюдаются по фосфору и кислороду. В 1989 г., несмотря на двукратное различие в величине запасов цистозир и эпифитов (рис. 2), они имели одинаковый самоочистительный потенциал по азоту (рис. 4) и фосфору. Это связано с функциональной активностью эпифитов, которая значительно выше, чем у цистозир за счет их более высокой удельной поверхности (S/W) [17, 18], поэтому, эпифиты интенсивнее потребляют биогенные элементы, выделяют на единицу массы больше кислорода и быстрее растут. В 2008 г. пропорции функциональных параметров – потоков азота, фосфора и кислорода изменились относительно 1989 г. В 2008 г. в структуре потоков снизилась доля цистозир – 25% против 41% в 1989 г., и почти в три раза увеличились потоки азота, фосфора и кислорода через зостеры – 17% против 6% (рис. 4). Такое перераспределение легко объяснимо уменьшением запасов цистозир и увеличением запасов зостер (рис. 2). В то же самое время, при снижении запасов в 1,4 раза, потенциал сопутствующих видов даже немного вырос – с 13% до 16%. Объясняется это значительным (в 2–3 раза) увеличением запасов зеленых водорослей *E. intestinalis* и *U. rigida*, обладающих интенсивным ростом и обменом.

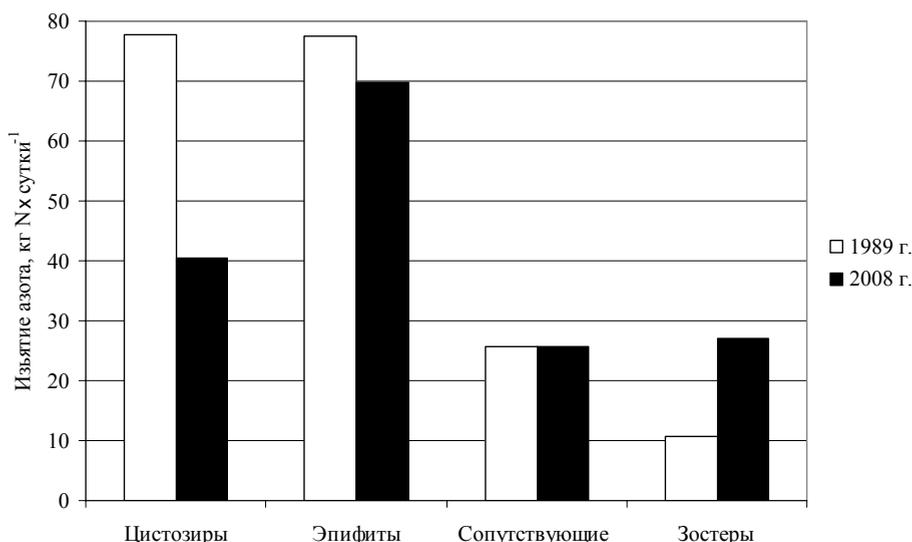


Рис. 4. Соотношение величин суточного изъятия минерального азота между цистозирами, их эпифитами, сопутствующими видами и зостерами в бухте Круглой в июле 1989 и 2008 гг.

Пропорции и их изменения структурных характеристик донного фитоценоза, о которых говорилось выше, существенно, но не полностью сохранились в поточных характеристиках фитоценоза. Так, состав видов, более чем на 80% определяющих величину потоков азота, фосфора и кислорода (табл. 3), не совсем совпадает с составом видов определяющим запасы на такую же величину, о чем говорилось

**СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДОННОГО ФИТОЦЕНОЗА
БУХТЫ КРУГЛОЙ (СЕВАСТОПОЛЬ)**

выше. Это связано с возрастанием роли видов, обладающих высокими значениями удельной поверхности, в формировании потоков питательных веществ.

Таблица 3

Функциональные характеристики донного фитοценоза бухты Круглой
в июле 1989 и 2008 гг.

№ п/п	Виды	Функциональные характеристики фитοценоза					
		Изъятие азота, кг×сутки ⁻¹		Изъятие фосфора кг×сутки ⁻¹		Выделение кислорода, т×сутки ⁻¹	
		1989 г.	2008 г.	1989 г.	2008 г.	1989 г.	2008 г.
1	<i>C. sericea</i>	26,10	6,98	2,61	0,70	4,99	1,33
2	<i>E. intestinalis</i>	3,01	5,91	0,30	0,59	0,57	1,12
3	<i>U. rigida</i>	0,35	3,11	0,04	0,31	0,07	0,00
4	<i>C. verticillatus</i>	15,02	12,85	1,50	1,29	2,86	2,45
5	<i>C. barbata</i>	37,08	7,56	3,71	0,76	6,93	1,41
6	<i>C. crinita</i>	40,76	32,81	4,08	3,28	7,57	6,09
7	<i>P. pavonia</i>	0,14	0,22	0,01	0,02	0,04	0,00
8	<i>S. rizodes</i>	1,51	0,02	0,15	0,00	0,29	0,40
9	<i>Ceramium</i> sp.	16,01	0,80	1,60	0,08	3,02	0,15
10	<i>G. latifolium</i>	0,03	–	0,00	–	0,01	0,06
11	<i>L. abtusa</i>	2,34	–	0,23	–	0,44	0,27
12	<i>L. coronopus</i>	4,00	2,01	0,40	0,20	0,74	0,37
13	<i>P. nervosa</i>	3,50	3,55	0,35	0,36	0,65	0,00
14	<i>P. subulifera</i>	31,31	59,88	3,13	5,99	5,90	11,28
15	<i>Z. marina</i> + <i>Z. noltii</i>	10,77	27,09	1,08	2,71	2,02	5,07
Общее по бухте		192	163	19	16	36	30

Примечание к таблице: скорость роста рассчитывалась на сырую массу.

Таблица 4

Соотношение фондов биогенных элементов акватории бухты Круглой с поточными характеристиками донного фитοценоза в июле 2008 г.

Поточные характеристики	Минеральный азот	Минеральный фосфор	Кислород
Изъятие, кг×сутки ⁻¹	163	16	10
Выделение, т × сутки ⁻¹	-	-	30
Фонды в бухте, кг	146	32	25
Время оборота, сутки	0,9	2	1,25

Примечание к таблице: по кислороду все расчеты выполнены в тоннах.

За 19 лет величины скорости роста, потребления азота, фосфора и выделения кислорода, существенно перераспределились между элементами фитοценоза, но, в целом, их уровень к 2008 г. по сравнению с 1989 г. уменьшился незначительно: изъятие азота, фосфора на 15%, выделение кислорода на 17%.

Величины, приведенные в табл. 3, сами по себе мало что говорят. По ним невозможно оценить насколько эффективно фитоценоз участвует в процессах самоочищения. Для этого их необходимо соотнести с величинами фондов азота, фосфора, кислорода в акватории бухты. Мы рассчитали эти соотношения по данным 2008 г. (табл. 4).

Расчеты показывают, что в 2008 г. донный фитоценоз бухты Круглой потенциально мог за сутки изъять весь минеральный азот, половину минерального фосфора и полностью возобновить фонд кислорода.

ВЫВОДЫ

1. Более, 80% общих запасов донной растительности бухте Круглой сосредоточено в высокопродуктивной зоне с глубиной до 5 м.

2. За период с 1989 г. по 2008 г. видовой состав донного фитоценоза б. Круглой практически не изменился, сохранились тренды общего распределения макрофитобентоса по глубине, при этом общие запасы макрофитов снизились в 1,2 раза (с 1020 до 853 т сырой массы).

3. Основной вклад в запасы фитоценоза вносили бурые и красные водоросли. Доля бурых в 1989 г. составляла 60%, красных – 28%, в 2008 г. – соответственно 42% и 34%.

4. В структуре фитоценоза запасы цистозир и сопутствующих видов сократились соответственно в 1,7 и 1,4 раза, запасы эпифитов сохранились на прежнем уровне, запасы морских трав зостер увеличились в 2,5 раза.

5. Благодаря структурным изменениям перераспределились потоки кислорода, фосфора и азота между компонентами фитоценоза. В 2008 г. в структуре потоков снизилась доля цистозир – 25% против 41% в 1989 г., и почти в три раза увеличились потоки азота, фосфора и кислорода через зостеры. В итоге самоочистительный потенциал фитоценоза снизился лишь на 15%.

6. Несмотря на снижение поточных характеристик в 2008 г., фитоценоз бухты Круглой потенциально мог за сутки изымать из воды около 163 кг азота, 16 кг фосфора, выделяя при этом около 30 т кислорода, что обеспечивало полную утилизацию растворенного в воде минерального азота, половину минерального фосфора и 80% возобновление фонда кислорода.

Список литературы

1. Бухарестская конвенция по защите Черного моря от загрязнения стратегический план действий по организации КУПЗ для региона Черного моря на 2004–2007 гг. / [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.sea.gov.ua/GIS/BSR/UA/documents/legislation/ICZMStrategyandActionPlanRusv4.htm>.
2. Guidelines for Integrated Coastal Zone Management. / [Ed. by Jan C. Post and Carl G. Lundin]. – Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs Series No. 9. The World Bank. Washington, 1996. – 17 p.
3. Nixon S. Marine eutrophication: a growing international problem / S. Nixon // *Ambio*. – 1990. – Vol. 19. – P. 101.

- Smith V.H. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems / V. H. Smith, G. D. Tilman, J. C. Nekola // *Environmental Pollution*, vol. 100. 1999. – P. 179–196.
- Duarte C. M. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes / C. M. Duarte // *Ophelia*. – 1995. – Vol. 41. – P. 87–112.
- Rodriguez-Prieto C. Effects of sewage pollution on the structure and dynamics of the community of *Cystoseira mediterranea* (Fucales, Phaeophyceae) / C. Rodriguez-Prieto, L. Polo // *Scientia Marina*. – 1996. – Vol. 60. – P. 253–263.
- Rogers C. S. Degradation of marine ecosystems and decline of fishery resources in marine protected areas in the US Virgin Islands / C. S. Rogers, J. Beets // *Environmental Conservation*. – 2001. – Vol. 28. – P. 312–322.
- Ковардаков С.А. Изменение донной растительности в акватории черноморского рекреационного комплекса в процессе его развития / С. А. Ковардаков, Ю.К. Фирсов // Системы контроля окружающей среды. Средства и мониторинг (сб. науч. тр.): [ред. колл. В. Н. Еремеев]. – Севастополь, МГИ. – 2007. – С. 347–351.
- Weise G. Aquatic macrophytes – a potential resource / G. Weise, W. Jorga // *WHO Water Qual. Bull.* 1981. – Vol. 6, N 4. – P. 104–107.
- Комплексная адаптация цистозеры к градиентным условиям (научные и прикладные проблемы) / [С.А. Ковардаков, А.В. Празукин, Ю.К. Фирсов, А.Е. Попов]. – Киев: Наук. думка, 1985. – 214 с.
- Хайлов К. М. Обоснование выбора параметров для оценки состояния водных экосистем при их многочисленном использовании / К. М. Хайлов, С. А. Ковардаков, А. В. Празукин // *Водн. Ресурсы*. – 1986. – № 6. – С. 65–75.
- Brown V. B. Long-term monitoring of the effects of treated sewage effluent on the intertidal macroalgal community near Cape Schank, Victoria, Australia / V. B. Brown, S. A. Davies, R. N. Synnot // *Botanica Marina*. – 1990. – Vol. 33. – P. 85–98.
- Cloern J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem / J. E. Cloern // *Marine Ecology Progress Series*. – 2001. – Vol. 210. – P. 223–253.
- Празукин А. В. Состояние ценопопуляции цистозеры на участках крымского побережья с разной антропогенной нагрузкой / А. В. Празукин, С. А. Ковардаков // Системы контроля окружающей среды. Средства и мониторинг (сб. науч. тр.): [ред. колл. В. Н. Еремеев]. – Севастополь, МГИ. – 2005. – С. 283 – 287.
- Калугина А. А. Исследование донной растительности Черного моря с применением легководолазной техники / А. А. Калугина // *Морские подводные исследования*. – М.: Наука, – 1969. – С. 105 – 113.
- Барашков Г. К. Сравнительная биохимия. / Г. К. Барашков. – М.: Пищ. пром-сть, 1972. – 335 с.
- Nielsen S. L. Allometric scaling of maximal photosynthetic growth rate to surface/volume ratio / S. L. Nielsen., K. Sand- Jensen // *Limnol. Oceanogr.* – 1990. – Vol. 35, N 1. – P. 177–181.
- Функциональная морфология морских многоклеточных водорослей / [К. М. Хайлов, А. В. Празукин, С. А. Ковардаков, В. Е. Рыгалов]. – Киев: Наук. думка, 1992. – 280 с.

Ковардаков С. А., Празукин О. В. Структурно-функціональні характеристики донного фітоценозу бухти Круглої (Севастополь) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 138–148.

За зйомок 1989 і 2008 роках зіставляються структурні і потокові характеристики фітоценозу макрофітів бухти Круглої (рекреаційна зона м. Севастополя). Показано, що за 19 років загальні запаси макрофітобентосу знизилися в 1,2 рази, запаси цистозіри і супутніх видів скоротилися відповідно до 1,7 і 1,4 рази, епіфітів залишилися на колишньому рівні. Величини потоків азоту, фосфору і кисню, істотно перерозподілилися між елементами фітоценозу. В цілому, їх рівень до 2008 р. зменшився на 15–17%. Не дивлячись на зниження потенціалу самоочищення, донний фітоценоз бухти Круглої в 2008 р. був здатний за добу вилучити весь мінеральний азот, половину мінерального фосфору і повністю відновити фонд кисню.

Ключові слова: фітоценоз, макрофітобентос, запаси, якість середовища, вилучення азоту і фосфору.

Kovardakov S. A., Prazukin A. V. Structural and functional characteristics of the bottom seaweeds community in Kruglaya bay (Sevastopol) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 138–148.

The surveys of 1989 and 2008 the structural and flows characteristics of algae community in Kruglaya bay (recreation zone of Sevastopol) are mapped. For 19 years the total stock of seaweeds decreased by 1.2 times, the stock of *Cystoseira* and complementary species of seaweeds decreased respectively 1.7 and 1.4 times, and the stock of epiphytic seaweeds remained at the same level shown. The value of the flows of nitrogen, phosphorus and oxygen, significantly redeploy between the elements of the community. Values of nitrogen, phosphorus and oxygen flows significantly redistributed between elements of community. The level of flux in 2008 has decreased by 15–17%. Despite a decrease in self purification capacity, seaweed community of Kruglaya bay in 2008 was capable of the day uptake the whole mineral nitrogen, half of mineral phosphorus and fully resume fund of oxygen.

Key words: seaweeds community, stocks, environment quality, uptake of nitrogen and phosphorus.

УДК 581.526.325 (262.5)

ЭКОЛОГО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОРАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ЧЕРНОГО МОРЯ

Стельмах Л. В., Мансурова И. М.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
lustelm@mail.ru*

Проанализирована роль ряда абиотических и биотических факторов в формировании таксономического и видового разнообразия фитопланктона Черного моря. Дана количественная оценка влияния этих факторов на основные структурно-функциональные характеристики фитопланктона. Показано, что биологическое разнообразие фитопланктона Черного моря связано, прежде всего, с различиями в основных структурно-функциональных характеристиках микроводорослей разных таксономических групп, а также с различным характером биотических взаимоотношений в планктоне.

Ключевые слова: фитопланктон, Черное море, абиотические и биотические факторы, структурно-функциональные характеристики.

ВВЕДЕНИЕ

По современным оценкам, в планктоне Черного моря насчитывают более 700 видов и внутривидовых таксонов микроводорослей [1]. Основную численность и биомассу черноморского фитопланктона, как правило, создают диатомовые (Bacillariophyta) и динофитовые (Dinophyta) водоросли. Соотношение между этими таксономическими группами претерпевает регулярную временную и пространственную изменчивость. Последняя обусловлена комплексным действием абиотических факторов среды и биотическими взаимодействиями в планктоне.

При изменении параметров среды, и прежде всего, таких как свет, температура, количество питательных веществ, а также изменении скорости выедания фитопланктона зоопланктоном происходит перестройка таксономической и размерной структуры фитопланктона, изменяется количество видов в пределах каждого таксона.

Цель настоящей работы состояла в оценке влияния основных абиотических и биотических факторов на формирование биоразнообразия фитопланктона Черного моря.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В основу работы положены результаты экспериментальных исследований, выполненных нами в разные годы как на культурах черноморских видов планктонных микроводорослей, так и на фитопланктоне прибрежных и открытых районов Черного моря, а также опубликованные в литературе данные.

Содержание хлорофилла *a* в клетках водорослей определяли спектрофотометрическим и флуориметрическим методами, которые подробно описаны в работах [4, 7]. Количество органического углерода в культурах измеряли

либо с помощью метода мокрого сжигания [4], либо на CHN-анализаторе [2], тогда как в фитопланктоне его содержание рассчитывали по среднему объему клеток для определенных видов водорослей по уравнениям, представленным в [19]. Содержание азота в клетках различных видов микроводорослей измеряли на CHN-анализаторе, как отмечено в работе [8].

Удельную скорость роста и скорость фотосинтеза в культурах рассчитывали по суточному приросту органического углерода [2]. Удельную скорость роста фитопланктона и его потребление микрзоопланктоном определяли с помощью метода разведения, предложенного [18]. Его применение и схема экспериментов подробно описаны в [21].

Интенсивность дыхания фитопланктона измеряли с помощью модифицированного нами радиоуглеродного метода [5].

Идентификацию видов водорослей в фитопланктоне, определение их численности и линейных размеров осуществляли в капле объемом 0,1 мл в 5-ти повторностях под световым микроскопом ZEISS Primo Star. Средний объем клеток для отдельных видов водорослей определяли как отношение объема всех клеток к их численности.

Измерения нитратов, аммония и кремния выполнены с помощью стандартных методов [3].

Освещенность, создаваемую как естественным, так и искусственным светом измеряли с помощью люксметра Ю-116.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Известно, что структурно-функциональные характеристики фитопланктона подвержены четко выраженной пространственно-временной изменчивости, что обусловлено, прежде всего, влиянием факторов среды. В условиях их комплексного действия на водоросли трудно оценить роль каждого из них отдельно. В качестве основы для определения количественных связей между основными структурно-функциональными показателями фитопланктона и факторами среды могут служить эксперименты на культурах отдельных видов водорослей.

Одним из основных факторов среды, оказывающим влияние на структурно-функциональные характеристики водорослей, является свет. Получено, что в условиях непрерывного освещения, при достаточном количестве питательных веществ и температуре 18–22 °С у различных видов диатомовых и динофитовых водорослей, выделенных из планктона Черного моря, начало светового насыщения роста наблюдается при интенсивностях света, находящихся в достаточно широком диапазоне: от 20 до 160 мкЭ×м⁻²×сек⁻¹ [2, 11]. Понятно, что виды, для которых характерны минимальные значения этого показателя, более конкурентоспособны на нижних горизонтах зоны фотосинтеза.

Известно, что для роста водорослей необходимы такие основные биогенные элементы как азот и фосфор. В оптимальных условиях, когда водоросли не испытывают недостаток этих элементов, молярное отношение С:N:P в клетках близко к 106:16:1 [14]. Оптимальное отношение в водорослях достигается, прежде всего, за счет высоких концентраций биогенных веществ в воде. При их недостатке

происходит перестройка фитопланктонного сообщества, в котором увеличивается доля мелких клеток. По мере снижения объема клеток микроводорослей скорость поглощения биогенных элементов возрастает, а константа полунасыщения, определенная по скорости поглощения, снижается [11]. В результате даже при низком содержании биогенных веществ в воде водоросли способны достигать их оптимального соотношения в клетке. Вполне закономерно, что в условиях дефицита биогенных веществ в фитопланктоне наблюдается снижение средневзвешенного объема клеток. По нашим данным, полученным в поверхностных водах западной части Черного моря в осенний период 2010 г., наиболее мелкие клетки были представлены в фитопланктоне при концентрациях суммарного азота (нитратов и аммония) ниже 1 мкМ (рис. 1). Тогда как самые крупные водоросли преобладали в тех случаях, когда содержание минеральных форм азота составляло 2 мкМ и более.

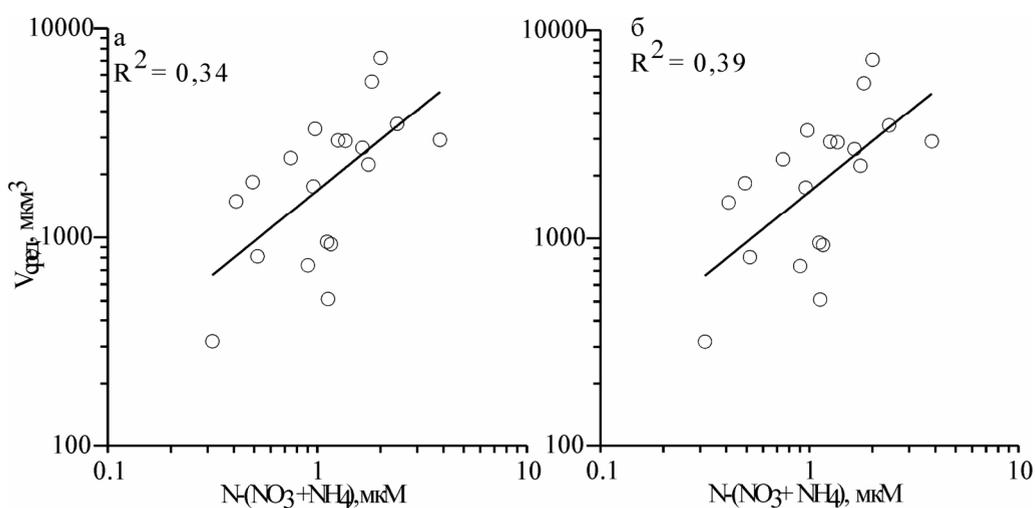


Рис. 1. Зависимость среднего объема клеток фитопланктона от содержания минеральных форм азота (нитратов и аммония) в поверхностных водах западной части Черного моря в октябре (а) и ноябре (б) 2010 г.

Отличительной особенностью диатомовых водорослей является наличие в структуре клетки кремниевого панциря. Поэтому при недостатке кремния в среде и соответственно в клетках диатомовых водорослей их рост замедляется, что ведет к снижению биомассы этой группы водорослей. Например, исследования, выполненные нами в западной части Черного моря в осенний период 2010 г. на завершающей стадии развития диатомовых водорослей, показали, что при снижении содержания кремния в воде их доля в суммарной биомассе фитопланктона снижалась (рис. 2).

Процессы метаболизма и роста морских планктонных водорослей тесно связаны с размером их клеток. На различных видах диатомовых водорослей, выделенных из планктона Черного моря, нами было показано, что их максимальная удельная скорость роста связана степенной зависимостью с объемом клеток (рис. 3).

По мере увеличения объема удельная скорость роста снижалась. У таких видов водорослей, как *Chaetoceros socialis* Laud. и *Skeletonema costatum* (Grev.) Cl., объем клеток которых составлял 600–800 мкм³, удельная скорость роста при оптимальных условиях достигала 2,2–2,75 сутки⁻¹. У самых крупных представителей данной таксономической группы, таких как *Coscinodiscus granii* Gough и *Ditylum brightwellii* (West) Grun., объем клеток составлял более 100000 мкм³. В результате максимальная удельная скорость роста у них не превышала 1,2–1,4 сутки⁻¹. Подобны результаты на других видах диатомовых водорослей были получены ранее [11].

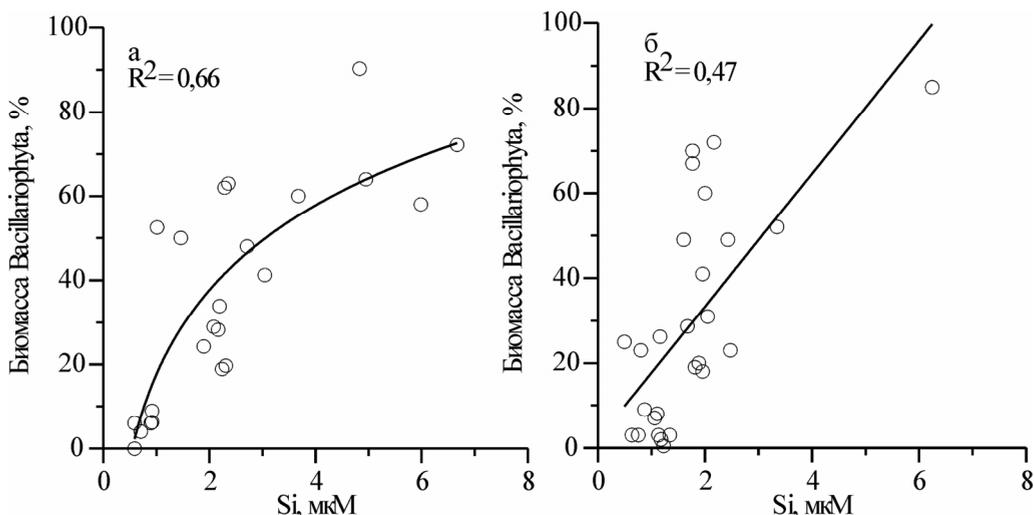


Рис. 2. Зависимость относительной биомассы диатомовых водорослей от концентрации кремния в поверхностных водах западной части Черного моря в октябре (а) и ноябре (б) 2010 г.

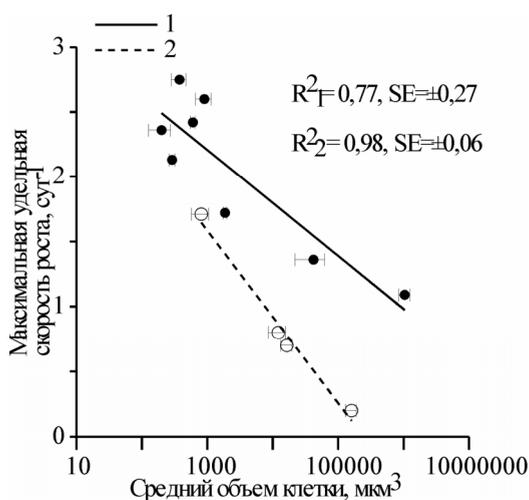


Рис. 3. Зависимость удельной скорости роста диатомовых (1) и динофитовых (2) водорослей от объема их клеток (SE – стандартная ошибка определений).

Что касается динофитовых видов водорослей, то, как следует из рисунка 3, у них примерно в таком же размерном диапазоне максимальная удельная скорость роста была в 2–3 раза ниже.

Высокие скорости роста, характерные для диатомовых водорослей, являются основной причиной регулярных «цветений» воды в Черном море, которые чаще всего обусловлены именно этими водорослями. Как отмечено в обзорной работе [9], в Севастопольской бухте диатомовые водоросли вызывают регулярные «цветения» в конце зимы, весной и в осенний период. В глубоководной части моря в холодные зимы пик развития диатомовых водорослей наблюдается обычно в марте [12].

Различия в ростовых характеристиках между двумя основными таксономическими группами водорослей, представленными в планктоне Черного моря, обусловлены, прежде всего, неодинаковым удельным содержанием хлорофилла *a* в клетках этих водорослей и различиями в величинах скорости фотосинтеза. Как показали наши исследования, скорость фотосинтеза, нормированная на хлорофилл *a*, у 4-х видов динофитовых водорослей (*Prorocentrum micans* Ehrenberg, *P. pusillum* Schiller, *Gyrodinium fissum* Levander, *Heterocapsa triquetra* Ehrenberg) была невысокой и находилась в диапазоне от 1,8 до 4,6 мг С × мг хл *a*⁻¹ × час⁻¹ (табл. 1). И только у двух видов (*Prorocentrum cordatum* Ostensfeld и *Scrippsiella trochoidea* Stein) она была в 2–3 раза выше, что обычно характерно для диатомовых видов водорослей [8, 11]. По нашим данным, полученным в экспериментах на культурах, удельное содержание хлорофилла *a* в условиях максимального роста у динофитовых водорослей составляло в основном 0,3–0,8% от органического углерода (табл. 1). Только у самого мелкого вида *P. pusillum* его содержание было сопоставимо со значениями, характерными для диатомовых видов, у которых этот показатель приблизительно в 2–3 раза выше, чем у динофитовых [4].

Таблица 1

Основные структурно-функциональные характеристики динофитовых видов водорослей, полученные в условиях их максимального роста

Вид водорослей	μ_{\max} , сутки ⁻¹	C/N	Хл <i>a</i> , % С _{орг.}	АЧ, мгС × мг хл <i>a</i> ⁻¹ × час ⁻¹
<i>P. cordatum</i>	1,36±0,16	6,1±0,4	0,8±0,05	7,0±0,9
<i>S. trochoidea</i>	0,72±0,03	8,0±0,7	0,3±0,01	12,9±0,8
<i>P. pusillum</i>	0,67±0,03	6,6±0,6	1,6±0,20	1,8±0,1
<i>G. fissum</i>	0,67±0,10	9,3±2,6	0,6±0,06	4,1±0,1
<i>H. triquetra</i>	0,38±0,02	5,7±0,6	0,6±0,01	3,6±0,3
<i>P. micans</i>	0,34±0,06	-	0,4±0,03	4,6±0,4

Примечание к таблице: μ_{\max} – максимальная удельная скорость роста, C/N – молярное отношение между органическим углеродом и азотом в клетках водорослей, Хл *a* – хлорофилл *a*, С_{орг.} – органический углерод, АЧ – интенсивность чистого фотосинтеза.

Одним из основных компонентов энергетического бюджета фитопланктона является дыхание. От него зависит величина чистого фотосинтеза и соответственно

удельная скорость роста фитопланктона. По мере увеличения скорости фотосинтеза водорослей скорость дыхания также возрастает. Однако относительная величина дыхания, выраженная в процентах от фотосинтеза, неодинакова для разных таксономических групп водорослей. Как показано в обзорной статье Гейдера и Осборна [15], темновое дыхание, отнесенное к максимальному фотосинтезу, изменяется в активно растущих культурах морских микроводорослей при температуре 18–22 °С в широком диапазоне: от 1 до 59%. Максимальное среднее значение этого параметра (35%) получено для динофитовых видов водорослей, минимальное (7%) – для цианобактерий. Промежуточная величина (в среднем 14%) наблюдалась у диатомовых видов водорослей. Именно это обстоятельство, по мнению авторов, является одной из причин более низких значений удельной скорости роста динофитовых водорослей по сравнению с другими таксономическими группами.

Работы, выполненные позднее, также показали, что темновое дыхание динофитовых водорослей достаточно высокое. Так, по данным [13], темновое дыхание динофлагелляты *Dinophysis norvegica* Claparede & Lachmann, при температуре 12 °С составило 22% от максимального фотосинтеза. У динофитовой водоросли *Fragilidium subglobosum* (von Stosch) Loeblich при низкой интенсивности света ($50 \text{ мкЭ} \times \text{м}^{-2} \times \text{сек}^{-1}$) и температуре 15 °С этот показатель достиг 41% от валового значения скорости фотосинтеза [16].

Интенсивность дыхания естественных популяций фитопланктона остается малоизученной. Последнее обусловлено комплексом методических и методологических трудностей, которые не позволяют проводить прямые измерения этого показателя [5]. В связи с этим нами был предложен модифицированный скляночный метод оценки светового и темнового дыхания фитопланктона на основе кинетики накопления и выведения ^{14}C водорослями [5]. С помощью этого метода впервые для Черного моря были проведены экспериментальные исследования по оценке дыхания фитопланктона поверхностных вод в прибрежных и открытых районах. Максимальные величины светового дыхания (28–47% от валовой продукции фитопланктона) наблюдались летом при доминировании динофитовых и мелких жгутиковых водорослей, минимальные (5–10%) – зимой при низкой интенсивности света и преобладании диатомовых видов водорослей. Световое дыхание выше темнового в 2,5 раза при высокой интенсивности света и в 1,5 раза при низкой. Снижение температуры на 10°С при одинаковой освещенности привело к падению светового дыхания в 2,4 раза, темнового – в 2,7 раза.

Рост микроводорослей в море осуществляется, прежде всего, в результате процесса фотосинтеза. Для диатомовых водорослей автотрофный тип питания является основным. Особенностью динофитовых видов является их способность к гетеротрофному питанию одновременно с фотосинтезом. Показано, что они могут потреблять не только бактерии, но и разные виды водорослей, включая диатомовые [17]. Очевидно, это делает динофитовые водоросли более конкурентоспособными по сравнению с диатомовыми видами в условиях недостатка света и минеральных веществ.

Регулирующее влияние на численность, биомассу фитопланктона, его размерную и видовую структуру могут оказывать не только абиотические факторы, но и биотические. Среди последних следует отметить так называемые аллелопатические взаимоотношения между различными видами водорослей, которые выражаются в стимуляции или ингибировании роста одних видов водорослей другими за счет биохимического воздействия. Установлено, что некоторые виды динофитовых водорослей могут подавлять рост диатомовых видов [20], а также бактерий.

Так, в экспериментах с накопительными культурами динофитовых видов водорослей, выделенных из планктона Черного моря, нами было показано их ингибирующее действие на рост бактерий. В период, когда водоросли росли наиболее интенсивно, находясь в экспоненциальной фазе роста, удельная скорость роста бактерий, присутствующих в культурах водорослей, была приблизительно в 2–3 раза ниже, чем в начальный период развития водорослей, то есть в лаг-фазе.

Некоторые виды диатомовых водорослей могут не только стимулировать, но и подавлять рост динофитовых и кокколитофорид [20, 22]. Показано, что прижизненные выделения интенсивно растущей диатомовой водоросли *Phaeodactylum tricorutum* Bohlin, содержащиеся в фильтрате данной культуры и добавленные в среду, где росла кокколитофорида *Emiliana huxleyi* (Lohm.) Hay & Mohler, подавляли ее рост [22]. Вполне вероятно, что такое действие на эту кокколитофорида могут оказывать и другие виды диатомовых водорослей. Наше предположение основано на том, что интенсивное развитие *E. huxleyi* наблюдается в Черном море обычно на завершающей стадии развития диатомовых водорослей, когда их доля в фитопланктоне и физиологическая активность снижаются [6, 10].

Существенное влияние на пространственно-временную динамику фитопланктона в море оказывает процесс его потребления микро- и мезозoopланктоном. Нами показано, что в прибрежных водах Черного моря максимальное развитие фитопланктона наблюдается в те периоды, когда удельная скорость роста водорослей превышает их потребление микрзоопланктоном [7]. Причем, в процессе выедания фитопланктона не все виды водорослей являются предпочтительной пищей для зоопланктона. Так, по нашим данным, в осенний период в западной части Черного моря удельная скорость потребления фитопланктона микрзоопланктоном снижалась по мере увеличения доли крупной диатомовой водоросли *Pseudosolenia calcar-avis* (M. Schultze) Sundström в суммарной биомассе фитопланктона [21]. Низкая удельная скорость потребления водорослей микрзоопланктоном была отмечена нами также в период интенсивного осеннего развития кокколитофориды *E. huxleyi* в западной части Черного моря [10]. Как видно, по мере увеличения численности данного вида водорослей удельная скорость потребления фитопланктона микрзоопланктоном снижалась и в некоторых случаях была равна нулю (рис. 4). Как отмечено в работе [6], этот вид не является предпочтительной пищей и для копепод. Вероятно, слабое потребление данной кокколитофориды зоопланктоном есть одной из причин ее высокой численности и биомассы в Черном море в отдельные периоды.

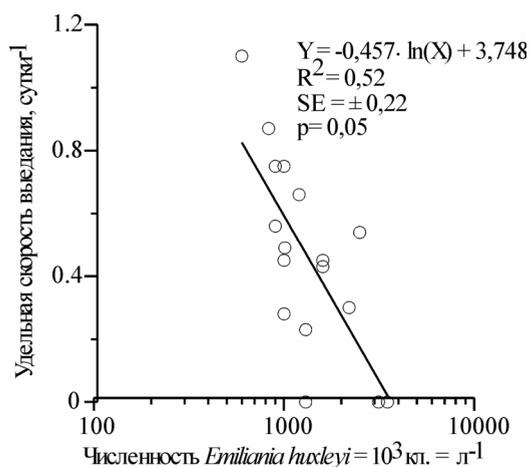


Рис. 4. Зависимость между удельной скоростью потребления фитопланктона микрозоопланктоном и численностью *E. huxleyi* в поверхностных водах западной части Черного моря в ноябре 2010 г.

В последние двадцать лет на обширных акваториях различных районов Мирового океана периодически регистрируется массовое развитие *E. huxleyi*. В Черном море этот вид водорослей достигает уровня «цветения» в разные сезоны года. Однако причины, вызывающие это явление, до настоящего времени окончательно не выяснены.

Считается, что данная кокколитофориды, обладая малыми линейными размерами (6–11 мкм), может достигать максимального роста даже при очень низких концентрациях биогенных веществ в среде. Как отмечено в работе [6], исследования, выполненные на культуре этого вида водорослей, показали наличие у нее ферментов, способных трансформировать органические вещества в минеральные. Способность *E. huxleyi* к миксотрофному питанию подтверждается ослаблением или полным отсутствием люминесценции ее клеток, а также результатами экспериментов по стимулированию роста культуры данного вида экстрактами разрушенных клеток диатомовых водорослей *Chaetoceros curvisetus* Cl. и *C. socialis*. Последние играют важную роль в развитии «цветений» воды в прибрежных водах Черного моря в весенний и осенний периоды [6].

ВЫВОДЫ

Таким образом, биологическое разнообразие фитопланктона Черного моря связано, прежде всего, с различиями в структурно-функциональных характеристиках микроводорослей основных таксономических групп и прежде всего, диатомовых и динофитовых видов водорослей, а также с различным характером биотических взаимоотношений в планктоне.

Высокие значения интенсивности фотосинтеза и содержания хлорофилла *a* в клетках диатомовых водорослей, а также их низкое дыхание обеспечивают им наиболее высокие удельные скорости роста в море, превышающие в отдельные периоды потребление фитопланктона микрозоопланктоном. Поэтому чаще всего в Черном море наблюдается интенсивное развитие диатомовых водорослей.

Недостаток растворенного кремния в воде ведет к снижению доли диатомовых водорослей в фитопланктоне и к перестройке его таксономической структуры. Низкое содержание минеральных форм азота приводит к развитию более мелких клеток водорослей и в том числе кокколитофориды *E. huxleyi*. Последний вид слабо потребляется зоопланктоном, что рассматривается в качестве одной из основных причин «цветений» воды, обусловленных этим видом.

Список литературы

1. Георгиева Л. В. Видовой состав и динамика фитоценоза / Л. В. Георгиева // Планктон Черного моря [отв. ред. А. В. Ковалев, З. З. Финенко]. – К.: Наук. Думка, 1993. – С. 31–55.
2. Мансурова И. М. Зависимость удельной скорости роста от интенсивности света в культурах динофитовых водорослей Черного моря / И. М. Мансурова // Системы контроля окружающей среды (сб. науч. тр). – Севастополь, 2011. – Вып. 16. – С. 283–286.
3. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. – М.: ВНИРО, 1988. – 119 с.
4. Стельмах Л. В. Суточные изменения относительного содержания хлорофилла *a* в культурах морских планктонных водорослей / Л. В. Стельмах // Экол. моря. – 1982. – Вып. 11. – С. 68–72.
5. Стельмах Л. В. Метод определения светового и темнового дыхания фитопланктона / Л. В. Стельмах // Океанология. – 2000. – Т. 40, вып. 3. – С. 1–7.
6. Стельмах Л. В. Эколого-физиологические основы «цветения» воды, вызываемого *Emiliania huxleyi* в Севастопольской бухте / Л. В. Стельмах, М. И. Сеничева, И. И. Бабич // Экология моря. – 2009. – Вып. 77. – С. 28–32.
7. Стельмах Л. В. Сезонная изменчивость скорости роста фитопланктона в прибрежных водах Черного моря (район Севастополя) / Л. В. Стельмах, Е. А. Куфтаркова, И. И. Бабич // Морск. экол. журн. – 2009. – Т. 8, № 1. – С. 67–80.
8. Стельмах Л. В. Использование переменной флуоресценции *in vivo* для оценки функционального состояния фитопланктона / Л. В. Стельмах, А. И. Акимов, Е. А. Куфтаркова, И. И. Бабич, А. Б. Кожемяка // Системы контроля окружающей среды (сб. науч. тр). – Севастополь, 2010. – Вып. 13. – С. 263–268.
9. Стельмах Л. В. Сезонные изменения отношения органического углерода к хлорофиллу *a* и оценка биомассы фитопланктона по концентрации хлорофилла в прибрежных водах Черного моря / Л. В. Стельмах // Промысловые биоресурсы Черного и Азовского морей [Ред. В. Н. Еремеев, А. В. Гаевская, Г. Е. Шульман, Ю. А. Загородняя]. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. – С. 249–256.
10. Стельмах Л. В. Структурно-функциональные характеристики фитопланктона прибрежных вод западной части Черного моря в осенний период / Л. В. Стельмах, Е. А. Куфтаркова, И. И. Бабич // Системы контроля окружающей среды (сб. науч. тр). – Севастополь, 2011. – Вып. 16. – С. 273–282.
11. Финенко З. З. Эколого-физиологические основы первичной продукции в море: автореферат дис. на соискание науч. степени докт. биол. наук / З. З. Финенко; Ин-т биол. южных морей НАН Украины. – Севастополь, 1976. – 46 с.
12. Финенко З. З. Первичная продукция в Черном море в зимне-весенний период / З. З. Финенко, Д. К. Крупаткина // Океанология. – 1993. – Т. 33. – С. 97–104.
13. Carpenter E. J. The dinoflagellate *Dinophysis norvegica*: biological and ecological observations in the Baltic Sea. / E. J. Carpenter, S. Janson, R. Boje, F. Pollehne, J. Chang // Eur. J. Phycol. – 1995. – Vol. 30. – P. 1–9.
14. Geider R. J. Redfield revisited: variability of C : N : P in marine microalgae and its biochemical basis / R. J. Geider, J. La Roche // Eur. J. Phycol. – 2002. – Vol. 37. – P. 1–17.
15. Geider R. J. Respiration and microalgal growth: a review of the quantitative relationship between dark respiration and growth / R. J. Geider, B. A. Osborn // New. Phytol. — 1989. – Vol. 112. – P. 327–341.

16. Hansen P. J. Physiology of the mixotrophic dinoflagellate *Fragilidium subglobosum*. II. Effects of time scale and prey concentration on photosynthetic performance / P. J. Hansen, A. Scovgaard, R. N. Glud, D. K. Stoecker // *Mar. Ecol.* – 2000. – Vol. 201. – P. 137–146.
17. Legrand K. Induced phagotrophy in the photosynthetic dinoflagellate *Heterocapsa triquetra* / K. Legrand, E. Graneli, P. Carlsson // *Aquat. Microb. Ecol.* – 1998. – Vol. 15. – P. 65–75.
18. Landry M. R. Estimating the grazing impact of marine micro-zooplankton / M. R. Landry, R. P. Hassett // *Marine Biology.* – 1982. – Vol. 67. – P. 283–288.
19. Menden-Deuer S. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms and other protist plankton / S. Menden-Deuer, E. J. Lessard // *Limnol. Oceanogr.* – 2000. – Vol. 45. – P. 569–579.
20. Smayda T. J. Harmful algal blooms: their ecophysiology and general relevance to phytoplankton blooms in the sea / T. J. Smayda // *Limnol. Oceanogr.* – 1997. – Vol. 42. – P. 1137–1153.
21. Stelmakh L. V. Phytoplankton growth rate and zooplankton grazing in the western part of the Black Sea in the autumn period / L. V. Stelmakh, I. I. Babich, S. Tugrul, S. Moncheva, K. Stefanova // *Oceanology.* – 2009. – Vol. 49. – P. 83–92.
22. Vasconcelos M. T. S. D. Influence of the nature of the exudates released by different marine algae on the growth, trace metal uptake and exudation of *Emiliania huxleyi* in natural seawater / M. T. S. D. Vasconcelos, M. Fernanda M., C. Leal, C.M.G. van den Berg // *Marine Chemistry.* – 2002. – Vol. 77. – P. 187–210.
23. Hein M. Size dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae / M. Hein, M. F. Pedersen, K. Sand-Jensen // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* – 1995. – Vol. 118. – P. 247–253.

Стельмах Л. В., Мансурова І. М. Еколого-фізіологічні основи біорізноманіття фітопланктону Чорного моря // *Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 149–158.*

Проаналізовано роль ряду абіотичних і біотичних чинників у формуванні таксономічного та видового різноманіття фітопланктону Чорного моря. Дана кількісна оцінка впливу цих факторів на основні структурно-функціональні характеристики фітопланктону. Показано, що біологічне різноманіття фітопланктону Чорного моря пов'язане, насамперед, з відмінностями в основних структурних та функціональних характеристиках мікроводоростей різних таксономічних груп, а також з різним характером біотичних взаємовідносин в планктоні.

Ключові слова: фітопланктон, Чорне море, абіотичні та біотичні чинники, структурно-функціональні характеристики.

Stelmakh L. V, Mansurova I. M. Ecological and physiological basis of phytoplankton biodiversity in the Black Sea // *Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 149–158.*

The role of abiotic and biotic factors in shaping the taxonomic and species diversity of phytoplankton of the Black Sea was analyzed. A quantitative assessment of the impact of these factors on the basic structural and functional characteristics of phytoplankton was given. It is shown that the biological diversity of phytoplankton of the Black Sea is due primarily to differences in the basic structural and functional characteristics of algae of different taxonomic groups and with different patterns of biotic relationships in the plankton.

Key words: phytoplankton, the Black Sea, abiotic and biotic factors, structural and functional characteristics.

УДК 582.929.4:581.5 (477.42)

БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ *DRACOCEPHALUM MOLDAVICA* У ЗВ'ЯЗКУ З ІНТРОДУКЦІЄЮ В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

Котюк Л. А.¹, Вергун О. М.², Рахметов Д. Б.²

¹Житомирський національний агроекологічний університет, Житомир, kotyukl@mail.ru

²Національний ботанічний сад ім. М. М. Гришка НАН України, Київ,
e_vergun@mail.ru, jamal_r@bigmir.net

Представлено результати біохімічних досліджень рослинної сировини двох форм *Dracocephalum moldavica* L. (ф. білокріткова, ф. синьокріткова) у фази бутонізації та цвітіння. Показано, що найбільший вміст сухої речовини, золи, протеїну, загального цукру, жирів, аскорбінової кислоти, каротину і калію виявлено у рослинній сировині, зібраній під час бутонізації. Встановлено, що в період цвітіння рослин відбувається збільшення вмісту клітковини та кальцію. За якісним біохімічним складом рослинної сировини переважає білокріткова форма, за компонентним складом ефірних олій – синьокріткова форма *D. moldavica*.

Ключові слова: інтродукція, ароматичні рослини, біохімічні особливості, *Dracocephalum moldavica*, компонентний склад ефірної олії.

ВСТУП

Змієголовник молдавський (*Dracocephalum moldavica* L.) – однорічна трав'яниста рослина, яка належить до родини губоцвітих (Lamiaceae). Даний вид рослин є цінним інтродуцентом, що має досить широкий спектр використання.

Фітомаса змієголовника молдавського містить ефірну олію, вихід якої залежить від місця зростання, формових особливостей і фази росту та розвитку рослин. Максимальний вміст ефірної олії у рослин досягається у фазі повного цвітіння (до 0,85%). Значна частина ефірної олії міститься у квітках. Рослини з білими квітками дають найбільший вихід ефірної олії (до 1,9%). Ефірна олія змієголовника молдавського – світло-жовта рідина з лимонним ароматом, що містить 25–70% цитралю. Цитраль – це суміш ізомерів гераніалю та нералю з переважанням гераніалю. Цитраль використовують в якості ароматизатора в харчовій промисловості, як антисептик і протизапальний засіб, як сировину для отримання вітаміну А. Входить до складу ліків для очей, знижує кров'яний тиск [1, 14].

Крім цитралю, в ефірній олії містяться гераніол, тимол, цитронелол, нерол. У плодах міститься 20–25% жирної олії з йодним числом 170–180 [14, 16].

Надземну масу змієголовника використовують у харчовій галузі як прянощі. Висушені та свіжі листки і квітки застосовують у кулінарії при виготовленні квасу, безпосередньо перед вживанням додають у салати, при засолюванні огірків, томатів, яблук, патисонів. У прямих сумішках змієголовник молдавський замінює чорний і запашний перець, висушена і розтерта на порошок зелень має м'ятно-лимонний гіркуватий присмак [7, 10].

Змієголовник використовують у кондитерській промисловості, а також при виготовленні вермута, для ароматизації безалкогольних напоїв. Змієголовник

додають у компоти, в оцет. Дуже корисним є чай із змієголовника, він також є цілющим напоєм, який заспокійливо діє на нервову систему [9, 10].

D. moldavica – цінна лікарська рослина, її застосовують як протизапальний і заспокійливий засіб, при застуді, головному болю, невралгії, ревматизмі і болях у суглобах. Вживають у разі тахікардії, гіпертонічній хворобі, безсонні. Рослина за цілющими властивостями подібна до меліси лікарської й характеризується протисудомною дією, посилює апетит та поліпшує процеси травлення, допомагає усувати біль у животі [9].

В Індії рослинну масу і насіння застосовують для підвищення імунітету та як в'язучий засіб, при метеоризмі. В тибетській медицині надземну частину рослини рекомендують при гепатиті, гастриті, нефриті, при стоматиті для полоскання [9].

Широке використання ароматичної сировини *D. moldavica* в першу чергу пояснюється їх своєрідним хімічним складом та вмістом ефірної олії. Літературні відомості свідчать про те, що ці показники можуть змінюватись залежно від формових особливостей, умов вегетації та фази розвитку рослин.

Біохімічний склад рослин змієголовника молдавського в умовах Полісся України раніше не досліджувався. Тому метою роботи було вивчення якості рослинної сировини двох форм *D. moldavica* в період генеративного розвитку.

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ

У дослідженнях використовували дві форми *D. moldavica* – ф. білокріткову (сорт Перлінка – cv. *Perlynka*) та ф. синьоквіткову (сортозразок), створені у Національному ботанічному саду (НБС) ім. М. М. Гришка НАН України. Інтродукційні дослідження проводилися на експериментальних ділянках ботанічного саду Житомирського національного агроєкологічного університету. Біохімічні дослідження здійснювали в лабораторії відділу нових культур НБС ім. М. М. Гришка НАН України.

Сировину збирали в період бутонізації та цвітіння, коли рослини досягають максимальної продуктивності. Для біохімічного аналізу використовували надземну частину п'ятнадцяти рослин кожної форми, подрібнювали та перемішували для взяття середньої проби. Дослідження проводились у трьох біохімічних повторностях. Абсолютно суху речовину визначали шляхом висушування зразків при температурі 105°C до постійної маси; вміст жирів – методом визначення знежиреного залишку; «сиру» клітковину – за Геннебергом та Штоманом; кальцій – трилонометричним методом [4]; протеїн – методом К'ельдаля; фосфор – об'ємним методом з молібденовою рідиною [12]; золу – методом зпалювання в муфельній печі (300–700°C); мокре озолення – методом Куркаєва; аскорбінову кислоту – за Муррі [2]; каротин – спектрофотометрично з застосуванням розчинника бензина Калоша (спектрофотометр UNICO 2800) [11]; загальний вміст цукрів – за Крищенко [8]; калій – у полум'яному фотометрі CL 378 (ELICO Limited, India) [2]. Визначення вмісту ефірної олії здійснювали методом Клевенджера [13].

Хроматографічний аналіз компонентного складу ефірної олії виконували в Національному інституті винограду і вина «Магарач» НАНУ на газорідинному хроматографі Agilent Technologies 6890 с мас-спектрометричним детектором 5973.

Умови аналізу: хроматографічна колонка – капілярна DB-5, діаметром 0,25 мм і завдовжки 30 м. Швидкість газу-носія (гелію) – 2 мл/хв., температура нагрівача при введенні проби – 250°C. Температура термостата з програмуванням від 50 до 320°C зі швидкістю 4 °/хв. Для ідентифікації компонентів використовували бібліотеку мас-спектрів NIST05 и WILEY 2007 із загальною кількістю спектрів більше 470000 в комплексі з програмами для ідентифікації AMDIS і NIST [15]. Отримані дані обраховувались статистично [3].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Результати експериментальних досліджень з визначення біохімічного складу двох форм змієголовника молдавського показали, що найбільший вміст сухої речовини виявлено у рослин білокріткової форми *D. moldavica* під час цвітіння, що в 1,5 рази переважає фазу бутонізації. За вмістом сухої речовини синьоквіткова та білокріткова форми суттєво не відрізняються (табл. 1).

Таблиця 1

Біохімічний склад рослин *Dracosephalum moldavica* залежно від формових особливостей та фази розвитку, % на абс. суху масу (середнє за 2010–2011 рр.)

Форма рослин	Суша речовина	Протеїн	Зола	Загальний цукор	Клітковина	Жири
Бутонізація						
Синьоквіткова	14,71±0,11	19,25±0,98	9,01±0,69	8,57±0,18	16,14±0,16	2,70±0,07
Білокріткова	13,03±0,16	22,64±1,84	10,84±0,13	8,46±0,12	21,65±0,41	3,70±0,00
Цвітіння						
Синьоквіткова	19,35±0,67	16,63±1,56	7,51±0,18	6,89±0,1	30,29±0,28	2,87±0,13
Білокріткова	19,60±0,17	13,98±0,96	7,24±0,29	6,19±0,21	36,72±1,79	3,36±0,08

Найбільший вміст протеїну відмічено у фазу бутонізації у рослин білокріткової форми. В період цвітіння спостерігали зниження цього показника у порівнянні з фазою бутонізації: у синьоквіткової форми – в 1,2, у білокріткової – в 1,6 рази.

Найвищий вміст зольних елементів встановлено у рослин білокріткової форми у фазу бутонізації, хоча цей показник у фазу цвітіння знизився у 1,5 рази і суттєво не відрізнявся від вмісту золи у рослин синьоквіткової форми.

Найбільший вміст загальних цукрів відмічено у рослин синьоквіткової форми у фазу бутонізації. Під час цвітіння спостерігається зниження цього показника в 1,2 рази. Синьоквіткова форма рослин за вмістом загальних цукрів близько 10% переважає білокріткову форму.

Найбільший вміст клітковини встановлено у рослин білокріткової форми у фазу цвітіння. Слід відмітити суттєве зростання цього показника (у 1,9 рази) у синьоквіткової форми під час цвітіння в порівнянні з фазою бутонізації.

Вміст жирів у рослинній сировині був найбільшим у рослин білокріткової форми у фазу бутонізації. В період цвітіння у синьокріткової форми рослин спостерігається незначне зростання цього показника (на 6%), а у білокріткової форми, навпаки – незначне зменшення (див. табл. 1).

Вміст аскорбінової кислоти у рослинній сировині білокріткової форми в фазу бутонізації був вищим у порівнянні з фазою цвітіння у 2,2 рази і становив відповідно 364,06 проти 164,45 мг%, у синьокріткової форми – у 2,8 рази (326,31 проти 114,53%). У рослин синьокріткової форми цей показник був нижчим, ніж у білокріткової форми на 11% (бутонізація) та 14% (цвітіння) (рис. 1).

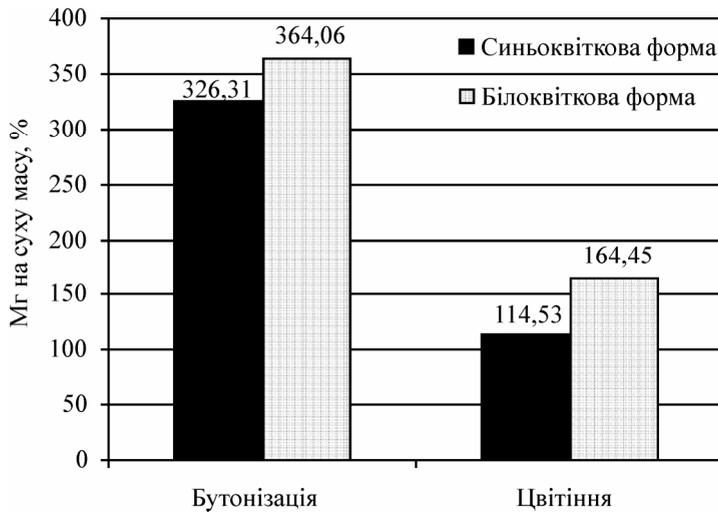


Рис. 1. Вміст аскорбінової кислоти у рослин *Dracosephalum moldavica* залежно від формових особливостей та фази розвитку (середнє 2010–2011 рр.)

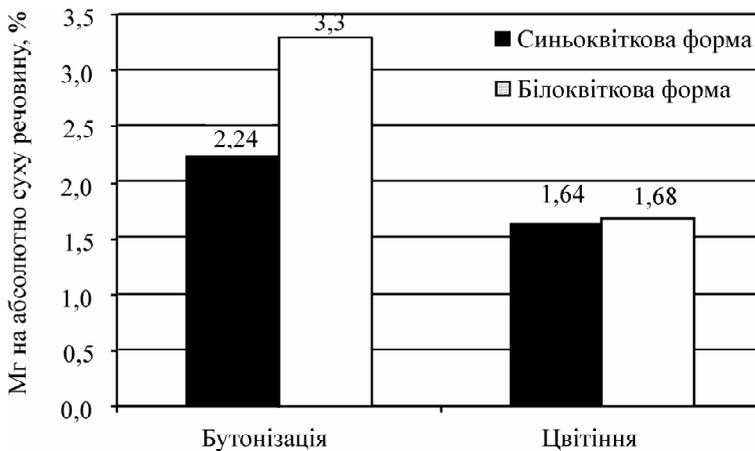


Рис. 2. Вміст каротину у рослин *Dracosephalum moldavica* залежно від формових особливостей та фази розвитку (середнє 2010–2011 рр.)

Дослідженнями встановлено, що вміст каротину у фазу бутонізації найбільшим був у рослин білокріткової форми. Під час цвітіння цей показник знижується на 19,6% у білокріткової форми і 13,6% – у синьоквіткової і майже не відрізняються у двох форм (рис. 2).

Вміст мікроелементів у рослинній сировині змієголовника в період вегетації зазнає змін – деякі показники у фазу цвітіння знижуються (вміст калію – у синьоквіткової форми в 2,1 рази, у білокріткової – у 1,4), а деякі зростають (вміст кальцію відповідно у 1,1; 1,2 рази). Найбільший вміст калію (фаза бутонізації) і кальцію (фаза цвітіння) відмічено у рослин синьоквіткової форми. Вміст фосфору у рослинній сировині досліджуваних форм залежно від фази вегетації суттєво не відрізнявся (табл. 2).

Таблиця 2

Вміст мікроелементів у рослин *Dracoscephalum moldavica* залежно від формових особливостей та фази розвитку (середнє за 2010–2011 рр.)

Форма рослин	Фосфор, %	Калій, мг%	Кальцій, %
Бутонізація			
Синьоквіткова	0,12±0,001	3810,68±142,72	4,74±0,12
Білокріткова	0,13±0,001	2482,96±95,43	2,92±0,05
Цвітіння			
Синьоквіткова	0,14±0,001	1805,76±95,66	5,15±0,13
Білокріткова	0,12±0,000	1744,77±97,70	3,50±0,09

Таблиця 3

Компонентний склад ефірних олій рослин *Dracoscephalum moldavica* залежно від формових особливостей, % (середнє 2010–2011 рр.)

№ п/п	Компонент ефірних олій	Форма рослин	
		синьоквіткова	білокріткова
1.	6-метил-5-гептен-2-он	1,685	1,407
2.	2,3-дегідро-1,8-цинеол	6,866	10,726
3.	транс-ліналооксид	0,828	1,381
4.	цис-ліналооксид	0,424	0,822
5.	ліналоол	1,207	1,533
6.	3-метил-2-циклогексен-1-он	2,129	1,619
7.	нерол	4,744	5,593
8.	нераль	22,364	18,863
9.	гераніол	16,862	16,549
10.	гераніаль	26,190	21,132
11.	3-(1-окси-1-ізопропіл)-циклопентанон	6,506	7,123
12.	2-(1-окси-1-ізопропіл)-циклопентанон	8,298	8,964
13.	пара-мента-1,5-діен-8-ол	0,715	1,196
14.	геранілацетат	1,183	0,713

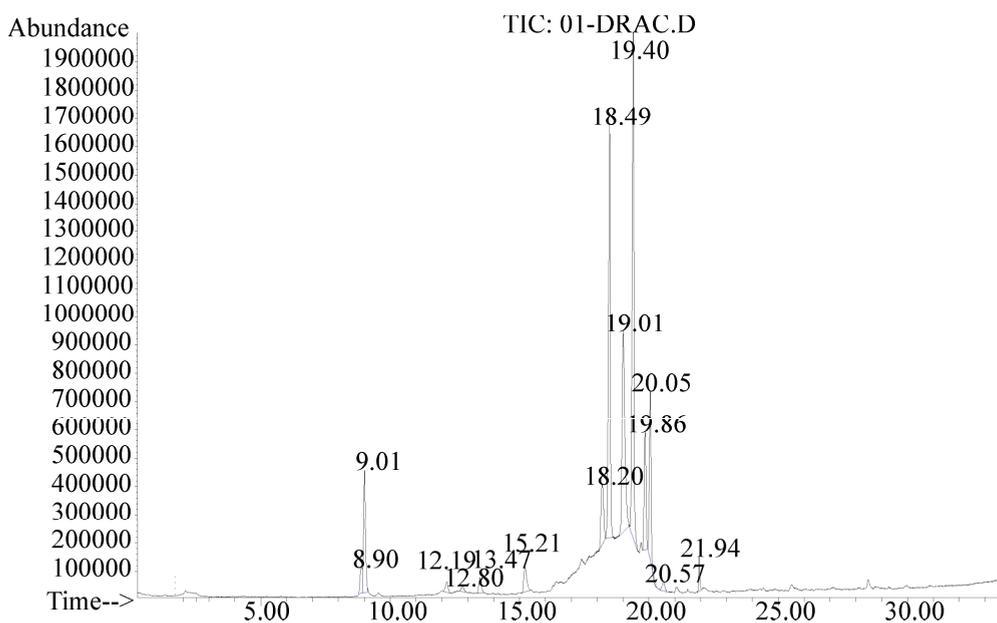


Рис. 3. Хроматограма ефірної олії синьоквіткової форми рослин *Dracocephalum moldavica*

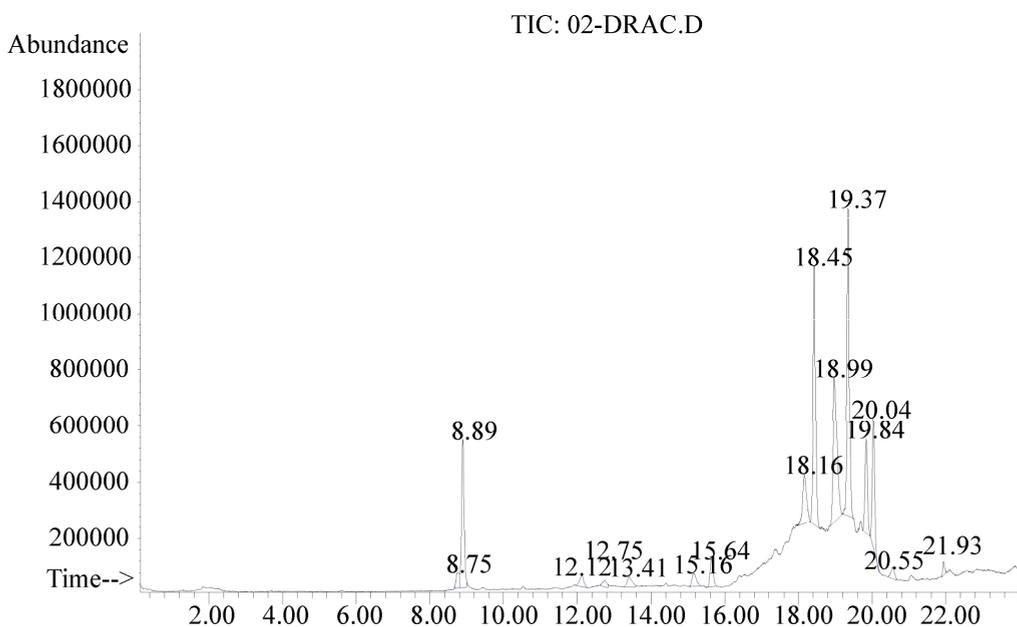


Рис. 4. Хроматограма ефірної олії білокріткової форми рослин *Dracocephalum moldavica*

Вивчення основних компонентів ефірних олій показало, що синьоквіткова форма *D. moldavica* переважає білокріткову за вмістом нералю (22,364 проти 18,863%), гераніалю (26,190 проти 21,132%), гераніацетату (1,183 проти 0,713%). Вміст гераніолу у досліджуваних форм суттєво не відрізняється (табл. 3). У білокріткової форми кількісний вміст неролу і ліналоолу більший у порівнянні із синьоквітковою формою і становить відповідно 5,593 проти 4,744; 1,533 проти 1,207% (рис. 3–4).

Отже, найбільший вміст сухої речовини, золи, протеїну, цукрів, жирів, аскорбінової кислоти, каротину і калію виявлено у рослинній сировині *D. moldavica*, зібраній під час бутонізації.

За кількісним вмістом найважливіших компонентів ефірної олії – нералю, гераніалю, гераніацетату переважає синьоквіткова форма *D. moldavica*.

ЗАКЛЮЧЕННЯ

Результати біохімічних досліджень рослин *Dracocephalum moldavica*, інтродукованих в умовах Полісся України, свідчать про те, що основні показники залежали від формових особливостей та фази розвитку інтродуцента. Показано, що найбільший вміст сухої речовини, золи, протеїну, загального цукру, жирів, аскорбінової кислоти, каротину і калію виявлено у рослинній сировині, зібраній під час бутонізації. Встановлено, що в період цвітіння рослин відбувається збільшення вмісту клітковини та кальцію. За якісним біохімічним складом рослинної сировини переважає білокріткова форма, за компонентним складом ефірних олій – синьоквіткова форма *D. moldavica*.

Список літератури

1. Бобкова І.А. Фармакогнозія: підручник / І.А. Бобкова, Л.В. Варлахова, М.М. Маньковська. – К.: Медицина, 2006. – 440 с.
2. Грицаєнко З.М. Методи біологічних та агрохімічних досліджень рослин і ґрунтів / З.М. Грицаєнко, А.О. Грицаєнко, В.П. Карпенко. – К.: НІЧЛАВА, 2003. – 320 с.
3. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований) / Б.А. Доспехов. – М.: Колос, 1979. – 416 с.
4. Ермаков А.И. Методы биохимического исследования растений / А.И. Ермаков, В.В. Арасимович, М.И. Смирнова-Иконникова. – Л.: Колос, 1985. – 455 с.
5. Капелев И.Г. Пряноароматические растения / И.Г. Капелев, В.И. Машанов. – Симферополь: Таврия, 1973. – 95 с.
6. Кедрова М. Ароматы красоты. Секреты Клеопатры / М. Кедрова. – М.–С.Петербург. Изд. Дом «Питер», 2006. – 194 с.
7. Кибала Я. Специи и пряности / Я. Кибала [под ред. Г. Матвеевой, В. Лобачева; перевод К. Никифоровой]. – Прага: Артия, 1986. – 224 с.
8. Крищенко В.П. Методы оценки качества растительной продукции / В.П. Крищенко. – М.: Колос, 1983. – 192 с.
9. Нові кормові, пряноароматичні та овочеві інтродуценти в Лісостепу і Поліссі України / [Д.Б. Рахметов, Н.О. Стаднічук, О.А. Корабльова та ін.]. – К.: Фітосоціоцентр, 2004. – 163 с.
10. Плешков Б.П. Практикум по биохимии растений / Б.П. Плешков. – М.: Колос, 1985. – 256 с.
11. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений / Х.Н. Починок. – К.: Наукова думка, 1976. – 336 с.

12. Савченко В.Н. Лекарственные растения и фитотерапия / В.Н. Савченко, Н.И. Яблунчанский, В.Н. Хворостинка, К.М. Сокол. – Харьков: Гриф, 2004. – 272 с.
13. Сырье лекарственное растительное. Методы определения влажности, содержания золы, экстрактивных и дубильных веществ, эфирного масла: ГОСТ 24027.2–80. – [Действующий с 1981–01–01]. – Москва. 1988. – 120 с. – (Межгосударственный стандарт).
14. Танасиенко Ф.С. Эфирные масла, содержание и состав в растениях / Ф.С. Танасиенко. – Киев: Наукова думка, 1985. – 264 с.
15. Черногород Л.Б. Эфирные масла некоторых видов рода *Achillea* L., содержащие фразанол / Л.Б. Черногород, Б.А. Виноградов // Растительные ресурсы. – Санкт–Петербург. – 2006. – Т. 42, вып. 2. – С. 61–68.
16. Работягов В.Д. Эфиромасличные и лекарственные растения, интродуцированные в Херсонской обл. (эколого-биологические особенности и хозяйственно ценные признаки) / В.Д. Работягов, Л.В. Свиденко, В.Н. Деревянко, М.Ф. Бойко. – Херсон: Айлант, 2003. – 324 с.

Котюк Л. А., Вергун О. М., Рахметов Д. Б. Биохимические особенности *Dracocephalum moldavica* в связи с интродукцией в условиях Полесья Украины // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ, 2012. Вып. 7. С. 159–166.

Представлены результаты биохимических исследований растительного сырья двух форм *Dracocephalum moldavica* L. (ф. белоцветковая, ф. синецветковая) в фазы бутонизации и цветения. Показано, что наибольшее содержание сухого вещества, золы, протеина, общего сахара, аскорбиновой кислоты, каротина и калия обнаружено в растительном сырье, собранном во время бутонизации. Установлено, что во время цветения растений происходит увеличение содержания клетчатки и кальция. Показатели качественного биохимического состава растительного сырья преобладают у белоцветковой формы, компонентного состава эфирных масел – у синецветковой формы *D. moldavica*.

Ключевые слова: интродукция, ароматические растения, биохимические особенности, *Dracocephalum moldavica*, компонентный состав эфирных масел.

Kotyuk L. A., Vergun A. M., Rakhmetov D. B. Biochemical characteristics of *Dracocephalum moldavica* in connection with introduction in Polissya conditions of Ukraine // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 159–166.

The results of biochemical studies of raw plant material of two *Dracocephalum moldavica* L. (f. whiteflower, f. blueflower) forms in the phase of budding and flowering are presented. It is shown that the highest content of dry substance, ash, protein, total sugar, fat, ascorbic acid, carotene and potassium have been found in the raw plant material, collected during budding phase. It is also found, that plants in the flowering phase had increased levels of fiber and calcium. The qualitative biochemistry composition predominated in whiteflower form, when the component content of essential oil has prevailed in blueflower form of *D. moldavica*.

Key words: introduction, aromatic plants, biochemical characteristics, *Dracocephalum moldavica*, essential oil composition.

УДК 581.557:582.28 (477.25)

КОНСОРТИВНІ ЗВ'ЯЗКИ АФІЛОФОРОЇДНИХ ГРИБІВ КИЇВСЬКОГО ПЛАТО

Іваненко О. М.

*Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Київ,
ivanenko_mycology@ukr.net*

У роботі представлений аналіз приналежності афілофороїдних грибів до виду рослини-живителя та до деревних субстратів різного стану: живе дерево, сухостій, відпад, пеньки. Всього в біоценозах Київського плато виявлено 188 видів дереворуйнівних грибів на 37 видах деревних порід.

Ключові слова: консорти, афілофороїдні гриби, Київське плато.

ВСТУП

Афілофороїдні гриби (далі – АГ) – невід’ємна частина природних та штучних біотопів з участю деревних рослин. За рахунок наявності потужного ферментного комплексу вони є основними деструкторами лігніну та целюлози своїх консортів. На розселення дереворуйнівних грибів впливає ряд факторів оточуючого середовища, першість серед яких належить субстрату. При чому важливим є не тільки вид деревної рослини, а й стан субстрату – живе дерево, сухостій, відпад, пеньки. Тому АГ дедалі частіше використовуються для екологічного моніторингу екосистем у якості обов’язкового компоненту.

Біота АГ України становить 461 вид і вивчена нерівномірно у різних ботаніко-географічних районах. Найбільша кількість досліджень проводилася в Закарпатті, Карпатах, Поліссі, Розточчі та Харківському Лісостепу [1, 2, 3, 4]. АГ решти територій лишаються невивченими. Одною з них є фізико-географічна область Київського плато, розташована на півночі Правобережного Лісостепу. Це підняття рельєфу, зі сходу оконтурене р. Дніпро, з півдня та південного заходу – р. Рось, з заходу – виходами Українського кристалічного щита [5]. Залісненість території Київського плато становить близько 10 %. Лісові масиви представлені грабово-дубовими та грабовими лісами, що збереглися лише в північній та східній частинах досліджуваного регіону. Дубові ліси трапляються в заплавах річок та мають острівне поширення. Дубово-соснові ліси приурочені до другої тераси Дніпра, а соснові – до піщаних пагорбів. На прируслових частинах заплав зустрічаються ліси, складені видами родів *Salix*. Вільхові ліси мають характер лісових боліт [6]. Решта території Київського плато зайнята агроландшафтами, розмежованими штучними насадженнями – полезахисні лісосмуги, посадки акації білої (*Robinia pseudoacacia* L.), дуба червоного (*Quercus rubra* L.), тополі чорної (*Populus nigra* L.) тощо вздовж доріг та у населених пунктах.

Наявність різноманітних біотопів та великої кількості деревних рослин обумовлює розвиток дереворуйнівних грибів. Тому метою роботи є дослідження

консортивних зв'язків АГ Київського плато та встановлення характеру їх розподілу на деревних субстратах різного стану.

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ

Об'єктом дослідження стали види АГ класів Agaricomycetes, Dacrymycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota. Матеріалами дослідження – гербарні зразки АГ, відібрані впродовж 2009–2012 років методом маршрутних екскурсій на території Канівського природного заповідника, національного природного парку «Голосіївський», регіонального ландшафтного парку «Трахтемирів», у лісових масивах довкола сіл Віта Поштова, Юрівка, Боярка Києво-Святошинського р-ну, Глеваха Васильківського р-ну, міст Біла Церква Білоцерківського р-ну Київської обл. та Канів Канівського р-ну Черкаської обл., а також у парковій зоні лісостепової частини м. Києва.

Наслідуючи Коваленко (1980) та Астапенко (1990), в роботі прийнято наступний поділ АГ на екологічні групи: Lei – сапротрофи на незруйнованій деревині (lignum epigaeum integrum); Lep – сапротрофи на зруйнованій деревині (lignum epigaeum putridum); Lh – сапротрофи на зануреній в ґрунт деревині (lignum hypogaeum); P – паразити (parasiti) [7, 8].

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Всього у біотопах Київського плато було виявлено 188 видів АГ на 37 видах деревних рослин. Результати дослідження викладені в таблиці 1 (табл. 1). У розкладі деревини основних лісоутворюючих порід бере участь 66 % усіх АГ. Найбільша кількість грибів пов'язана з *Carpinus betulus* L. (72 види, 38 % від загальної кількості АГ Київського плато), *Quercus robur* L. (28 видів, 15 %) та *Betula pendula* Roth (27 видів, 14 %).

Таблиця 1

Трофічні зв'язки афілофороїдних грибів з деревними породами

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
1	<i>Anomoporia bombycina</i> (Fr.: Fr.) Pouzar	Lep	+				
2	<i>Antrodia macra</i> (Sommerf.) Niemelä	Lei					-
3	<i>A. serialis</i> (Fr.) Donk.	Lei				+	
4	<i>A. vaillantii</i> (DC.: Fr.) Ryvar den	Lei		+			
5	<i>Antrodiella foliaceodentata</i> (Nikol.) Gilb. et Ryvar den	Lei		+			
6	<i>A. hoehnelii</i> (Bres.) Niemelä	Lei		+			
7	<i>Aurantiporus fissilis</i> (Berk. et M. A. Curtis) H. Jahn ex Ryvar den	Lei	+				<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaerth.

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
8	<i>Auricularia auricula-judae</i> (Bull.) Quél.	Lei		+	+		<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
9	<i>A. mesenterica</i> (Dicks.) Pers.	Lei			+		<i>Acer platanoides</i> L., <i>Ulmus glabra</i> Huds.
10	<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray	Lh					На соснових шишках
11	<i>Basidioradulum radula</i> (Fr.: Fr.) Nobles	Lei					<i>Tilia cordata</i> Mill.
12	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	Lei		+	+		<i>Acer negundo</i> L.
13	<i>B. fumosa</i> (Pers.) P. Karst.	Lei					<i>Acer negundo</i> , <i>Salix alba</i> L.
14	<i>Botryobasidium aureum</i> Parmasto	Lei		+			
15	<i>Byssomerulius corium</i> (Pers.) Parmasto	Lei				+	<i>Tilia cordata</i>
16	<i>Calocera viscosa</i> (Pers.) Fr.	Lh					-
17	<i>Cantharellus cibarius</i> Fr.	Lh					На ґрунті
18	<i>Ceriporia purpurea</i> (Fr.) Donk.	Lei					<i>Acer negundo</i>
19	<i>Ceriporiopsis aneirina</i> (Sommerf.: Fr.) Domański	Lei					-
20	<i>C. gilvescens</i> (Bres.) Donk	Lei		+			
21	<i>C. resinascens</i> (Romell) Domański	Lei		+			
22	<i>C. viridans</i> (Berk et Broome) Donk	Lei		+			
23	<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	Lei		+			
24	<i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar	Lei, P	+				<i>Alnus glutinosa</i>
25	<i>Clavariadelphus ligula</i> (Schaeff.) Donk	Lh					На ґрунті
26	<i>C. pistillaris</i> (L.) Donk	Lh					На ґрунті
27	<i>Clavicornia pyxidata</i> (Pers.) Doty	Lei, Lh					На ґрунті, <i>Populus tremula</i> L.
28	<i>Clavulina amethystinoides</i> (Peck) Corner	Lh					На ґрунті
29	<i>C. cinerea</i> (Bull.) J. Schröt.	Lh					На ґрунті
30	<i>C. coralloides</i> (L.) J. Schröt.	Lh					На ґрунті
31	<i>Clavulinopsis corniculata</i> (Schaeff.) Corner	Lh					На ґрунті
32	<i>Coltricia perennis</i> (L.: Fr.) Murrill	Lh					На ґрунті, на підстилці
33	<i>Coniophora arida</i> (Fr.) P. Karst.	Lei					-
34	<i>C. puteana</i> (Schumach.) P. Karst.	Lei	+	+			<i>Acer platanoides</i> , <i>Cerasus avium</i> L.

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				Інший субстрат
			1	2	3	4	
35	<i>Corioloopsis trogii</i> Berk.	Lei		+			<i>Populus alba</i> L., <i>P. nigra</i> L., <i>P. tremula</i> , <i>Salix alba</i>
36	<i>Corticium roseum</i> Pers.	Lei					<i>P. tremula</i>
37	<i>Craterellus cornucopioides</i> (L.) Pers.	Lh					На ґрунті
38	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.: Fr.) Jülich	Lei		+			
39	<i>Dacrymyces stillatus</i> (Nees) Fr.	Lei			+		
40	<i>Daedalea quercina</i> L.: Fr.	Lei			+		
41	<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	Lei	+	+			<i>Cerasus avium</i> , <i>Prunus cerasus</i> L., <i>Pyrus communis</i> L., <i>Salix alba</i>
42	<i>D. confragosa</i> f. <i>rubescens</i> (Alb. et Schwein.) Donk	Lei					<i>Corylus avellana</i>
43	<i>D. tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer	Lep	+				<i>Cerasus avium</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Prunus cerasus</i> , <i>P. domestica</i> L., <i>Pyrus communis</i>
44	<i>Datronia mollis</i> (Sommerf.) Donk	Lei		+			
45	<i>Exidia thuretiana</i> (Lév.) Fr.	Lei					-
46	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	P			+		
47	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	Lei	+	+			<i>Acer platanoides</i> , <i>Cerasus avium</i> , <i>Malus domestica</i> Borkh., <i>Populus tremula</i> , <i>Prunus cerasus</i>
48	<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.: Fr.) P. Karst	Lei	+	+	+	+	<i>Acer platanoides</i> , <i>Tilia cordata</i>
49	<i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat.	Lei	+	+	+		<i>Populus alba</i>
50	<i>G. lucidum</i> (Fr.) P. Karst.	Lei		+			
51	<i>Gloeocystidiellum luridum</i> (Bres.) Boidin	Lei					<i>Corylus avellana</i>
52	<i>Gloeophyllum sepiarium</i> (Wulfen) P. Karst.	Lei		+			
53	<i>G. trabeum</i> (Pers.) Murrill	Lei			+	+	
54	<i>Gloeoporus dichrous</i> (Fr.) Bres.	Lei			+		
55	<i>Grifola frondosa</i> (Dicks.) Gray	P			+		
56	<i>Hapalopilus rutilans</i> (Pers.) Murrill	Lei	+	+			
57	<i>Hericium cirrhatum</i> (Pers.) Nikol.	Lei					-
58	<i>H. coralloides</i> (Fr.) Pers.	Lei		+			

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
59	<i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref.	P				+	<i>Picea abies</i> (L.) P. Karst.
60	<i>Hydnum repandum</i> L.: Fr.	Lh					На ґрунті
61	<i>H. repandum</i> f. <i>albidum</i> Peck	Lh					На ґрунті
62	<i>H. squamosum</i> Bull.	Lh					На ґрунті
63	<i>Hymenochaete cinnamomea</i> (Pers.: Fr.) Bres.	Lei		+			
64	<i>H. fuliginosa</i> (Pers.) Lev.	Lei					-
65	<i>H. rubiginosa</i> (Dicks.: Fr.) Lev.	Lei			+		
66	<i>H. tabacina</i> (Sowerby: Fr.) Lev.	Lei					<i>Corylus avellana</i>
67	<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk	Lei		+			<i>Robinia pseudoacacia</i>
68	<i>Hyphodontia quercina</i> (Pers.) J. Erikss.	Lei			+		
69	<i>H. pallidula</i> (Pers.) J. Erikss.	Lei		+			
70	<i>H. sambuci</i> (Pers.: Fr.) J. Erikss.	Lei					<i>Sambucus nigra</i> L.
71	<i>H. subalutacea</i> (P. Karst.) J. Erikss.	Lei		+			
72	<i>Hypochnicium bombycinum</i> (Sommerf.) J. Erikss.	Lei		+			
73	<i>Inonotus dryophilus</i> (Berk.) Murrill	P			+		
74	<i>I. hispidus</i> (Bull.: Fr.) P. Karst.	P					<i>Morus nigra</i> L.
75	<i>I. obliquus</i> (Pers.: Fr.) Pilát	P	+				
76	<i>I. rheades</i> (Pers.) Bondartsev et Singer	P					<i>Populus tremula</i>
77	<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.	Lei	+	+			<i>Prunus cerasus</i> , <i>Prunus domestica</i>
78	<i>Junghuhnia nitida</i> (Pers.) Ryvarden	Lep		+			
79	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	P	+	+	+		<i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Pyrus communis</i> , <i>Salix alba</i>
80	<i>Lentaria afflata</i> (Lagger) Corner	Lep					<i>Alnus glutinosa</i>
81	<i>L. byssiseda</i> Corner	Lep, P		+			
82	<i>Lentinus schaefferi</i> (Weinmann) Rauschert	Lep				+	
83	<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.	Lei	+	+			
84	<i>Macrotyphula juncea</i> (Alb. et Schwein.) Berthier	Lh					На ґрунті
85	<i>Meripilus giganteus</i> (Pers.) P. Karst.	P					<i>Aesculus hippocastanum</i> L.

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
86	<i>Merulius tremellosus</i> Schrader	Lei, Lep	+	+			<i>Salix alba</i>
87	<i>Mucronella calva</i> (Alb. et Schwein.) Fr.	Lei		+			
88	<i>Mycoacia aurea</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarde	Lei		+			
89	<i>M. fuscoatra</i> (Fr.) Donk	Lei					-
90	<i>Odontia diaphana</i> Shroet.	Lei		+			
91	<i>Oxyporus obducens</i> (Pers.) Donk	Lei					-
92	<i>O. populinus</i> (Schumach.: Fr.) Donk	P					<i>Acer campestre</i> , <i>A. negundo</i>
93	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke	Lei			+		<i>Corylus avellana</i>
94	<i>P. incarnata</i> (Pers.: Fr.) P. Karst.	Lei					-
95	<i>P. laeta</i> (Fr.) Donk	Lei		+			
96	<i>P. limitata</i> (Chaillet ex Fr.: Fr.) Cooke	Lei					-
97	<i>P. polygonia</i> (Pers.) Bourdot et Galzin	Lei					-
98	<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke	Lei			+		
99	<i>P. rufomarginata</i> (Pers.) Litsch.	Lei					-
100	<i>Peniophorella praetermissa</i> (P. Karst.) K. H. Larss.	Lei		+			
101	<i>Phaeolus schweinitzii</i> (Fr.) Pat.	P				+	
102	<i>Phanerochaete deflectens</i> (P. Karst.) Hjortstam	Lei		+			
103	<i>P. laevis</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarde	Lei		+			
104	<i>P. tuberculata</i> (P. Karst.) Parmasto	Lei					-
105	<i>P. sordida</i> (P. Karst.) J. Erikss. et Ryvarde	Lei	+		+		
106	<i>Phanerodontia magnoliae</i> (Berk. et M.A. Curtis) Hjortstam et Ryvarde	Lei		+			
107	<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat.	P					<i>Pyrus communis</i>
108	<i>P. ferruginosus</i> (Schad.) Pat.	P		+			<i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Salix alba</i>
109	<i>P. igniarius</i> (L.) Quél.	P		+			<i>Alnus glutinosa</i> , <i>Salix alba</i>
110	<i>P. igniarius</i> f. <i>salicis</i> Bondartsev	P					<i>Salix alba</i>

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				Інший субстрат
			1	2	3	4	
111	<i>P. pomaceus</i> (Pers.) Maire	Р					<i>Cerasus vulgaris</i> , <i>Malus domestica</i> , <i>Prunus armeniaca</i> , <i>P. domestica</i> , <i>P. persica</i> (L.) Batsch
112	<i>P. punctatus</i> (P. Karst.) Pilát	Р		+			<i>Crataegus</i> sp., <i>Salix alba</i> , <i>Ulmus glabra</i>
113	<i>P. robustus</i> (P. Karst.) Bourdot et Galzin	Р			+		
114	<i>P. tremulae</i> (Bondartsev) Bondartsev et P. N. Borisov	Р					<i>Populus tremula</i>
115	<i>Phlebia radiata</i> Fr.	Lei	+				<i>Acer platanoides</i>
116	<i>P. rufa</i> (Pers.) M. P. Christ.	Lei					-
117	<i>P. plumbea</i> Parmasto	Lei					<i>Alnus glutinosa</i>
118	<i>Phylloporia ribis</i> (Schumach.) Ryvarden	Р					<i>Euonimus verrucosus</i> Scop.
119	<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.: Fr.) P. Karst.	Lei	+				
120	<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer	Lep		+			<i>Acer negundo</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>Elaeagnus argentea</i> Pursh, <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Morus nigra</i> , <i>Prunus cerasus</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Rosa canina</i> L., <i>Sambucus nigra</i> , <i>Syringa vulgaris</i> L., <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus glabra</i>
121	<i>P. arcularius</i> (Batsch) Fr.	Lep		+	+		
122	<i>P. badius</i> Jungh.	Lep			+		<i>Salix alba</i>
123	<i>P. brumalis</i> (Pers.) Fr.	Lep		+			
124	<i>P. ciliatus</i> Fr.	Lep	+				
125	<i>P. lepideus</i> Fr.	Lep					-
126	<i>P. melanopus</i> (Pers.) Fr.	Lep		+			
127	<i>P. melanopus</i> f. <i>brumaliformis</i> (Pilát) Bondartsev	Lep					-
128	<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.	Lep, P					<i>Acer negundo</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>A. saccharum</i> Marshall, <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Juglans regia</i> L., <i>Populus nigra</i> , <i>Salix alba</i>
129	<i>P. tuberaster</i> (Jacq. ex Pers.) Fr.	Lep		+			
130	<i>P. umbellatus</i> (Pers.) Fr.	P		+	+		
131	<i>P. varius</i> (Pers.) Fr.	Lep					-
132	<i>Poria vulgaris</i> (Fr.) Cooke	Lei		+			

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
133	<i>Porodaedalea pini</i> (Brot.: Fr.) Murrill	P				+	
134	<i>Porostereum spadiceum</i> (Pers.) Hjortstam et Ryvar den	Lei					<i>Morus nigra</i>
135	<i>Pseudocraterellus undulatus</i> (Pers.) Rauschert	Lh					На ґрунті
136	<i>Pseudohydnum gelatinosum</i> (Scop.) P. Karst.	Lep				+	
137	<i>Pseudoinonotus dryadeus</i> (Pers.) T. Wagner et M. Fisch.	P			+		
138	<i>Pterula subulata</i> Fr.	Lh					На ґрунті
139	<i>Рycnopor us cinnabarinus</i> (Jacq.: Fr.) P. Karst.	Lei	+				
140	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.: Fr.) Christ.	Lei		+			<i>Prunus armeniaca</i>
141	<i>Ramaria abietina</i> (Pers.) Quél.	Lh					На ґрунті
142	<i>R. apiculata</i> (Fr.) Donk	Lh					На ґрунті
143	<i>R. aurea</i> (Schaeff.) Quél.	Lh					На ґрунті
144	<i>R. botrytis</i> (Pers.) Ricken	Lh					На ґрунті
145	<i>R. botrytoides</i> (Peck) Corner	Lh					На ґрунті
146	<i>R. eumorpha</i> (P. Karst.) Corner	Lh					На ґрунті
147	<i>R. flaccida</i> (Fr.) Bourdot	Lep					-
148	<i>R. flava</i> (Schaeff.) Quél.	Lh					На ґрунті
149	<i>R. fragillima</i> (Sacc. et P. Syd.) Corner	Lh					На ґрунті
150	<i>R. gracilis</i> (Pers.) Quél.	Lh					На ґрунті
151	<i>R. stricta</i> (Pers.) Quél.	Lep		+			На ґрунті, на підстилці
152	<i>Ramariopsis crocea</i> (Pers.) Corner	Lh					На ґрунті
153	<i>R. subtilis</i> (Pers.) R. H. Petersen	Lh					На ґрунті
154	<i>Sarcodontia crocea</i> (Schwein. : Fr.) Kotl.	P					<i>Malus domestica</i>
155	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	Lei, P		+		+	<i>Acer negundo, A. platanoides, Aesculus hippocastanum, Cerasus avium, Malus domestica, Prunus cerasus, Populus tremula, Salix alba, Tilia cordata</i>
156	<i>Schizopora flavipora</i> (Cooke) Ryvar den	Lei					<i>Quercus rubra</i>
157	<i>S. paradoxa</i> (Schrad.: Fr.) Donk	Lei	+	+	+		<i>Robinia pseudoacacia</i>
158	<i>Serpula lacrymans</i> (Wulfen in Jacq.: Fr.) J. Schrot.	Lei					Деревина будівлі

Продовження таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
159	<i>Skeletokutis nivea</i> (Jungh.) Jean Keller	Lei		+			
160	<i>S. vulgaris</i> (Fr.) Niemelä et Y. C. Dai	Lei		+			
161	<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.	Lei		+			
162	<i>S. ochraceum</i> (Pers. ex J.F. Gmelin) Gray	Lei	+	+	+		
163	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.	Lei			+		
164	<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.	Lei, P	+	+		+	
165	<i>S. ochroleucum</i> (Fr.) Quéf.	Lei		+			
166	<i>S. rugosum</i> Pers.	Lei		+			
167	<i>S. sanguinolentum</i> (Alb. et Schwein.: Fr.) Fr.	Lei					-
168	<i>S. subtomentosum</i> Pouzar	Lei	+	+			<i>Acer negundo</i> , <i>A. platanoides</i>
169	<i>Thelephora caryophyllea</i> (Schaeff.) Pers.	Lh					На ґрунті
170	<i>T. penicillata</i> (Pers.) Fr.	Lh					На ґрунті
171	<i>T. terrestris</i> Ehrh.	Lh					На ґрунті
172	<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	Lei		+	+		<i>Populus tremula</i>
173	<i>T. hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd	Lei	+	+			<i>Populus tremula</i>
174	<i>T. ochracea</i> (Pers.) Gilb. et Ryvardeen	Lei		+			<i>Acer negundo</i>
175	<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát	Lei		+	+		<i>Populus tremula</i>
176	<i>T. suaveolens</i> (L.) Fr.	Lei, P					<i>Populus alba</i>
177	<i>T. versicolor</i> (L.) Lloyd	Lei	+	+		+	<i>Crataegus</i> sp., <i>Fagus sylvatica</i> L., <i>Populus tremula</i>
178	<i>Trametopsis cervina</i> (Schwein.) Tomšovský	Lei					<i>Aesculus hippocastanum</i>
179	<i>Trechispora mollusca</i> (Pers.) Liberta	Lei		+			
180	<i>Tremella foliacea</i> Pers.	Lep					-
181	<i>T. mesenterica</i> Retz.	Lep		+			
182	<i>Trichaptum abietinum</i> (Dicks.) Ryvardeen	Lei				+	
183	<i>T. biforme</i> (Fr.) Ryvardeen	Lei	+	+			
184	<i>T. fuscoviolaceum</i> (Ehrenb.) Ryvardeen	Lei				+	
185	<i>Typhula phacorrhiza</i> (Reichard) Fr.	Lep					-

Закінчення таблиці 1

№ з/п	Вид гриба	ЕГ	Вид дерева-живителя				
			1	2	3	4	Інший субстрат
186	<i>Veluticeps abietina</i> (Pers.) Hjortstam et Telleria	Lei		+			
187	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	Lei		+			
188	<i>V. coryli</i> Boidin, Lanq. et Gilles	Lei					<i>Corylus avellana</i>

Примітки до таблиці: ЕГ – екологічна група; Lei – сапротрофи на незруйнованій деревині; Lep – сапротрофи на зруйнованій деревині; Lh – сапротрофи на деревині, зануреній в ґрунт; P – паразити. Вид дерева-живителя: 1 – *Betula pendula* Roth; 2 – *Carpinus betulus* L.; 3 – *Quercus robur* L.; 4 – *Pinus sylvestris* L.

Адвентивні види дерев – *Acer saccharum* Marshall, *Aesculus hippocastanum* L., *Fagus sylvatica* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Quercus rubra* L. – заселяються тільки 7% усіх виявлених АГ. На плодово-ягідних та садово-декоративних деревах відмічено розвиток 14 видів АГ. 8 з них є паразитами, які викликають розвиток небезпечних гнилей у живих та ослаблених дерев. Іноді існує приналежність до певного виду деревної породи, що обмежує імовірність ураження живих дерев [9]. Так, *Inonotus hispidus* (Bull.: Fr.) P. Karst. відмічений нами лише на живих *Morus nigra* L. у старих плодкових садах, незважаючи на наявність великої кількості інших дерев з пошкодженим гіллям та стовбурами.

За даними Мухіна (1978), основна частина грибів бере участь у розкладі тільки 1 чи 2 порід деревини. Лише у небагатьох діапазон субстратів широкий [10]. Аналогічні дані отримані в результаті розподілу АГ Київського плато за доступними їм субстратами (табл. 2). У таблиці не враховувались види, дані про місцезнаходження яких в літературі відсутні, а також види, відмічені лише на ґруні, шишках та обробленій деревині.

Таблиця 2

Розподіл афілофороїдних грибів за кількістю доступних їм субстратів

Кількість видів	Кількість доступних субстратів							Всього
	1–2	3–4	5–6	7–8	9–10	11–12	13–14	
	109	17	6	3	1	-	1	137
%	80	12	4	2	1	-	1	100%

Так, понад 80 % (109 видів) дереворуйнівних грибів здатні розвиватися на 1–2 видах дерев. І лише 2 види – *Polyporus alveolaris* (DC.) Bondartsev et Singer та *Schizophyllum commune* Fr. – уражують по 14 та 10 видів дерев відповідно. При чому *Polyporus alveolaris* показав виключно сапротрофний спосіб живлення, надаючи перевагу мертвому дрібному відпаду. У той час як *Schizophyllum commune* проявляє паразитичні здібності на старих, з великою кількістю пошкоджень, плодкових та на ослаблених деревах паркових насаджень житлових масивів.

Найбільша кількість АГ відмічена на відпаді – 120 видів. При чому гриби даної групи заселяють переважно дрібний відпад, представлений сухим гіллям 1–6 см. На пеньках ростуть 27 видів АГ, на сухостої – 14 видів (табл. 3). Вказані три субстрати мають однаковий трофічний стан, але перебувають у різних мікро-кліматичних умовах. Останні є оптимальними саме на рівні відпаду, який характеризується значною зволоженістю та малими перепадами добових і сезонних температур. На рівні сухостою умови росту гриба діаметрально протилежні [9]. Заселення відпаду з механічними пошкодженнями здійснюється іншими видами АГ, ніж цілісного. У біотопах Київського плато *Fomes fomentarius* (L.) Fr. і *Piptoporus betulinus* (Bull.: Fr.) P. Karst. характерні для цілісних субстратів. У той час як *Trametes versicolor* (L.) Lloyd надає перевагу відпаду з механічними пошкодженнями. Це підтверджує закономірність, встановлену Ареф'євим (2010) [11].

Таблиця 3

Кількість видів афілофороїдних грибів на різних типах субстрату

Кількість видів	Стан субстрату				Всього	
	Відпад		Сухостій	Пеньки		Живі дерева
	стовбури	гілки				
	44	76	14	27	137	

Паразитичні властивості відмічені у 27 видів АГ, що є досить високим показником. При чому, ці види характерні для штучних біотопів, у яких деревні рослини перебувають у гірших умовах для свого розвитку. До найпоширеніших паразитичних АГ потрапляють *Polyporus squamosus* (Huds.) Fr. (105 гербарних зразків, небезпечний раневий паразит, відмічений на семи видах листяних дерев та їх пеньках), *Phellinus rotaceus* (Pers.) Maire (52 гербарних зразки, уражає п'ять видів кісточкових культур, починаючи свій розвиток на живих деревах, продовжує рости на мертвому відпаді та сухостої різного розміру) та *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill (44 гербарних зразка, зустрічається всюди на семи видах ростучих дерев та їх пеньках). Заселяти усі типи субстратів здатний *Schizophyllum commune*.

ЗАКЛЮЧЕННЯ

У природних та штучних біотопах Київського плато виявлено 188 видів АГ на 37 видах деревних рослин. У розкладі деревини основних лісоутворюючих порід бере участь 66% усіх дереворуйнівних грибів. Найбільша їх кількість пов'язана з *Carpinus betulus* L. (72), *Quercus robur* L. (28) та *Betula pendula* Roth (27). Адвентивні види дерев – *Acer saccharum* Marshall, *Aesculus hippocastanum* L., *Fagus sylvatica* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Quercus rubra* L. – заселяються тільки 7% усіх виявлених АГ. Понад 80% (109 видів) дереворуйнівних грибів здатні розвиватися на 1–2 видах дерев. І лише 2 види – *Polyporus alveolaris* (DC.) Bondartsev et Singer та *Schizophyllum commune* Fr. – уражують по 14 та 10 видів дерев відповідно. Найбільша кількість АГ відмічена на відпаді – 120 видів, на пеньках та живих деревах – по 27, сухостої – 14. Заселяти усі типи субстратів здатний *Schizophyllum commune*.

Список літератури

1. Визначник грибів України. Екзобазидіальні, афілофоральні, кантареліальні / [відп. ред. Д. К. Зеров]. – К.: Наук. думка, 1972. – (Визначник грибів України) Т. 5, кн. 1. – 240 с.
2. Fungi of Ukraine: A preliminary Checklist / [Edited by D. W. Minter et I. O. Dudka]. – CAB International et M. G. Kholodny Institute of Botany. – 1996. – 361 p.
3. Akulov A. Yu. Annotated checklist of aphylloroid fungi of Ukraine / A. Yu. Akulov, A. S. Usichenko, D. V. Leontyev, E. O. Yurchenko, N. P. Pryduk // Mycena (Special number devoted to a monograph). – 2003. – Vol. 2, N 2. – 76 p.
4. Усіченко А. С. Афілофороїдні гриби Харківського Лісостепу України: автореферат дис. на здобуття наук. ступеня. канд. біол. наук / А. С. Усіченко; Ін-т бот. ім. М. Г. Холодного НАН України. – К., 2010. – 21 с.
5. Геоботанічне районування Української РСР / [ред. А. І. Барбарич]. – К.: Наук. думка, 1977. – 303 с.
6. Фіцайло Т. В. Структурно-порівняльна оцінка диференціації ценофлор Київського плато: автореферат дис. на здобуття наук. ступеня. канд. біол. наук / Т. В. Фіцайло; Ін-т бот. ім. М. Г. Холодного НАН України. – К., 2000. – 19 с.
7. Коваленко А. Е. Экологический обзор грибов из порядков Polyporales s. str., Boletales, Agaricales s. str., Russulales в горных лесах центральной части Северо-Западного Кавказа / А. Е. Коваленко // Микол. и фитопатол. – 1980. – Т. 14, Вып. 4. – С. 300–314.
8. Астапенко В. В. Консортивные связи дереворазрушающих грибов в среднем Приангарье / В. В. Астапенко // Микол. и фитопатол. – 1990. – Т. 24, Вып. 4. – С. 289–298.
9. Гордиенко П. В. Влияние состояния субстрата на расселение дереворазрушающих грибов в хвойно-широколиственных лесах Сихотэ-Алиня / П. В. Гордиенко // Микол. и фитопатол. – 1979. – Т. 13, Вып. 5. – С. 421–428.
10. Мухин В. А. Структура флоры базидиальных дереворазрушающих грибов евразийской части Голарктики (СССР) / В. А. Мухин // Микол. и фитопатол. – 1978. – Т. 12, Вып. 1. – С. 55–60.
11. Арефьев С. П. Системный анализ биоты дереворазрушающих грибов / С. П. Арефьев. – Новосибирск: Наука, 2010. – 260 с.

Іваненко А. Н. Консортивные связи афиллофороидных грибов Киевского плато // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ, 2012. Вып. 7. С. 167–178.

В настоящей работе представлен анализ принадлежности афиллофороидных грибов к виду растения-хозяина и к древесному субстрату в различном состоянии: живое дерево, сухостой, валеж и пни. Всего в биотопах Киевского плато выявлено 188 видов дереворазрушающих грибов на 37 видах древесных растений.

Ключевые слова: консорты, афиллофороидные грибы, Киевское плато.

Ivanenko O. M. Consort's connection of populations aphylloroid fungi of the Kyivske Plato // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 167–178.

This work presents an analysis of aphylloroid fungi belonging to the host tree species and to the wood substrates in different state: a living tree, dead wood, snags, stumps. There are 188 species of aphylloroid fungi growing on 37 species of woody plants.

Key words: consorts, aphylloroid fungi, Kyivske Plato.

УДК 581.526.325:581.132 (262.5)

МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ПИГМЕНТОВ И ПОГЛОЩЕНИЯ СВЕТА ФИТОПЛАНКТНОМ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ В РАЙОНЕ СЕВАСТОПОЛЯ

Джулай А. А.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь, artem.july@gmail.com

Оценены межгодовые и внутригодовые изменения концентрации хлорофилла *a*, относительного содержания вспомогательных пигментов, величин удельных коэффициентов и формы спектров поглощения света фитопланктоном поверхностных вод в районе Севастополя в период с 2009 по 2012 г. Получены степенные зависимости поглощения света пигментами фитопланктона от концентрации хлорофилла *a* для отдельных сезонов.

Ключевые слова: фитопланктон, хлорофилл *a*, пигментный индекс, поглощение света фитопланктоном, Черное море, Севастопольская бухта.

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность био-оптических исследований, прежде всего, связана с тем, что эффективность поглощения света определяет эффективность фотосинтеза и, следовательно, продуктивность фитопланктона [1].

Цель данной работы состояла в сравнении сезонной и межгодовой изменчивости содержания пигментов фитопланктона в поверхностном слое, коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона и формы их спектров.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Отбор проб проводился с февраля 2009 по февраль 2012 г. раз в две недели в поверхностном слое на трех станциях, схема расположения которых показана на рисунке 1: станция 1 расположена в двухмильной зоне от берега; станция 2 – вблизи Константиновского равелина, станция 3 – в Сухарной балке. В процессе работы измеряли концентрацию хлорофилла *a* (в сумме с феопигментами) (C_a) и поглощение света пигментами фитопланктона ($a_{ph}(\lambda)$).



Рис. 1. Схема расположения исследуемых станций в Севастопольской бухте

1 – двухмильная зона от берега ($44^{\circ}37'26''$ с. ш., $33^{\circ}26'05''$ в. д.); 2 – вблизи Константиновского равелина ($44^{\circ}37'26''$ с. ш., $33^{\circ}30'46''$ в. д.); 3 – в Сухарной балке ($44^{\circ}37'01''$ с. ш., $33^{\circ}34'20''$ в. д.).

Определение содержания хлорофилла *a* спектрофотометрическим методом [2]. Пробы фитопланктона объемом от 500 до 1500 мл осаждали на стекловолоконные фильтры GF/F (Whatman) диаметром 25 мм фильтрацией при вакууме не более 0,2 атмосфер. Пигменты экстрагировали в 90% водном растворе ацетона в течение 18 часов в холодильнике при температуре +3 °С. Затем экстракт осветляли центрифугированием при скорости 3000 оборотов в минуту в течение 15 минут. Оптическую плотность ацетоновых экстрактов определяли на двухлучевом спектрофотометре Specord M40 (Carl Zeiss Jena). C_a рассчитывали по формуле [2]:

$$C_a = (11,85 \times OD_{664} - 1,54 \times OD_{647} - 0,08 \times OD_{630}) \times (V_{эк}/V_{пр} \times L_k), \quad (1)$$

где OD – оптическая плотность экстрактов на указанной длине волны с учетом поправки на неспецифическое поглощение на длине волны 750 нм, $V_{эк}$ – объем экстракта (мл), $V_{пр}$ – объем профильтрованной пробы (л), L_k – длина кюветы (см).

В ацетоновых экстрактах измеряли спектры оптической плотности в диапазоне длин волн от 400 до 750 нм, что позволило определить величину пигментного индекса (ПИ) – отношение между оптическими плотностями в максимумах спектра поглощения вблизи длин волн 430 и 663 нм соответственно ($ПИ = OD_{430}/OD_{663}$).

Определение коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона. Спектральные измерения выполнены по стандартной методике «количественного определения на увлажненных фильтрах» («Quantitative Filter Technique») [3, 4].

Как и в предыдущих измерениях, пробы фитопланктона объемом от 500 до 1500 мл фильтровали через стекловолоконные фильтры GF/F (Whatman) диаметром 25 мм при вакууме не более 0,2 атмосфер. Оптические измерения проводили сразу же после фильтрации на двулучевом спектрофотометре Specord-M40 (Carl Zeiss Jena) в диапазоне длин волн λ от 400 до 750 нм. Оптическую плотность взвеси, собранной на фильтре, $OD_{fp}(\lambda)$ измеряли, предварительно увлажнив фильтр ультрафильтратом морской воды. Для сравнения использовали аналогично увлажненный чистый фильтр. В процессе сканирования (~ 2 минуты) влажность фильтра практически не изменялась. Пигменты фитопланктона экстрагировали по методике Тассан и Феррари [5]. Затем измеряли оптическую плотность обесцвеченной взвеси $OD_{fd}(\lambda)$. Аналогичным образом был обработан и фильтр сравнения.

Для перехода от значений оптической плотности взвеси на фильтре, $OD_{fp}(\lambda)$ и $OD_{fd}(\lambda)$, к величинам оптической плотности в суспензии, $OD_p(\lambda)$ и $OD_d(\lambda)$, использовали уравнение [6]:

$$OD_{p/d}(\lambda) = a \times OD_f(\lambda) + b \times [OD_f(\lambda)]^2, \quad (2)$$

где $a = 0,392$ и $b = 0,655$ – коэффициенты для фильтров GF/F.

Затем рассчитывали коэффициенты поглощения света пигментами фитопланктона по формулам:

$$a_{ph}(\lambda) = a_p(\lambda) - a_d(\lambda), \text{ м}^{-1}, \quad (3)$$

$$a_p(\lambda) = 2,3 \times OD_p(\lambda) / l_g, \text{ м}^{-1} \quad (4)$$

$$a_d(\lambda) = 2,3 \times OD_d(\lambda) / l_g, \text{ м}^{-1} \quad (5)$$

$$a_{ph}^*(\lambda) = a_{ph}(\lambda) / C_a, \text{ м}^2 \text{ мгХл}^{-1} \quad (6)$$

$$\overline{a_{ph}} = \int_{400}^{700} a_{ph}(\lambda) d\lambda / 300, \text{ м}^{-1} \quad (7)$$

В выражениях (4) и (5): 2,3 – коэффициент для перехода от десятичного логарифма к натуральному; l_g – геометрическая длина пути, $l_g = V_f / S$ (м); V_f – объем профильтрованной пробы (м³); S – рабочая площадь фильтра (м²); $a_{ph}(\lambda)$ – коэффициент поглощения света пигментами фитопланктона (м⁻¹); $a_p(\lambda)$ – коэффициент поглощения света взвесью (м⁻¹); $a_d(\lambda)$ – коэффициент поглощения света обесцвеченной взвесью (м⁻¹). Рассчитывали удельные (нормированные на содержание C_a) коэффициенты поглощения света пигментами фитопланктона – $a_{ph}^*(\lambda)$ и средние по спектру (в пределах видимого диапазона – 400–700 нм) коэффициенты поглощения света – $\overline{a_{ph}}$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Сведения о статистических характеристиках исследованных параметров приведены в таблице 1. В таблице представлены пределы изменений и среднегодовые величины исследуемых параметров. Большие значения среднего квадратичного отклонения связаны с широким внутригодовым колебанием исследуемых величин, которое вызвано значительными сезонными различиями.

Таблица 1

Пределы изменений (верхняя строка) и средние значения (нижняя строка)
исследованных параметров в период с февраля 2009 по февраль 2012
(в скобках указана величина среднего квадратичного отклонения)

Год	Стан- ция	t, °C	Zs, м	S,‰	C _a , мг м ⁻³	$a_{ph}^*(440)$, м ² мгХл ⁻¹	$a_{ph}^*(678)$, м ² мгХл ⁻¹	$\overline{a_{ph}^*}$, м ² мгХл ⁻¹	R	ПИ	
2009	1	8,1–	11,0–	-	0,3–2,2	0,038–0,076	0,019–0,027	0,015–	1,8–	3,1–	
		23,0	17,0		1,0			0,030	3,3	4,0	
		14,0	12,6		(0,7)			0,024	2,4	3,5	
		(6,2)	(2,1)				(0,005)	(0,4)	(0,3)		
	2	5,2–	4,0–7,5	-	2,6–	0,027–0,068	0,015–0,031	0,009–	1,7–	2,7–	
		23,5	5,6 (1,0)		11,7			0,030	2,3	3,7	
		13,8			4,4			0,017	2,0	3,0	
		(7,0)		(2,8)			(0,005)	(0,2)	(0,4)		
	3	7,5–	2,5–5,5	-	3,0–	0,028–0,062	0,015–0,025	0,012–	1,8–	2,8–	
24,0		3,9 (1,0)	10,8		0,028			3,0	3,6		
14,2			4,6		0,018			2,2	3,1		
	(6,7)		(2,3)			(0,005)	(0,4)	(0,3)			

Окончание таблицы 1

Год	Станция	t, °C	Zs, м	S, ‰	C _a , мг м ⁻³	a _{ph} [*] (440), м ⁻² мгХЛ ⁻¹	a _{ph} [*] (678), м ⁻² мгХЛ ⁻¹	a _{ph} [*] , м ⁻² мгХЛ ⁻¹	R	ПИ
2010	1	7,9–26,5 16,4 (6,5)	6,0–18,0 13,4 (3,0)	-	0,3–1,6 0,8 (0,4)	0,037–0,096 0,061 (0,021)	0,013–0,034 0,024 (0,006)	0,017–0,045 0,028 (0,010)	1,9–3,5 2,6 (0,5)	3,0–7,4 4,6 (1,5)
	2	6,5–27,0 17,2 (7,0)	3,5–12,0 6,7 (2,6)	-	1,2–8,7 3,2 (2,2)	0,021–0,068 0,050 (0,014)	0,013–0,027 0,022 (0,005)	0,010–0,030 0,022 (0,006)	1,7–2,6 2,2 (0,3)	2,5–4,2 3,4 (0,5)
	3	6,0–27,4 17,8 (7,0)	1,5–4,5 3,5 (0,8)	-	1,2–5,8 3,7 (1,7)	0,038–0,088 0,059 (0,014)	0,016–0,025 0,021 (0,004)	0,014–0,036 0,025 (0,006)	2,2–3,7 2,8 (0,5)	2,8–3,9 3,5 (0,3)
2011	1	7,5–24,5 14,9 (6,1)	3,5–23,0 14,0 (5,5)	17,4–18,0 17,8 (0,1)	0,3–1,4 1,0 (0,3)	0,035–0,093 0,053 (0,016)	0,014–0,024 0,020 (0,003)	0,016–0,036 0,022 (0,006)	2,1–4,1 2,7 (0,5)	2,9–7,1 3,9 (1,0)
	2	5,8–25,5 15,5 (7,1)	3,0–8,5 5,7 (1,9)	17,4–17,9 17,7 (0,1)	1,0–10,6 3,4 (2,5)	0,018–0,085 0,045 (0,019)	0,010–0,028 0,019 (0,005)	0,008–0,034 0,019 (0,008)	1,7–3,1 3,1 (0,4)	2,2–4,0 3,1 (0,5)
	3	6,5–26,0 15,7 (7,4)	2,0–7,5 3,9 (1,4)	17,3–17,8 17,6 (0,2)	2,5–12,5 5,4 (2,8)	0,015–0,082 0,037 (0,020)	0,010–0,026 0,015 (0,004)	0,007–0,032 0,015 (0,008)	1,4–3,3 2,3 (0,6)	2,3–4,2 3,0 (0,5)

Примечание к таблице: C_a – концентрация хлорофилла *a* в сумме с феопигментами; a_{ph}^{*}(440) и a_{ph}^{*}(678) – величины удельных (нормированных на концентрацию хлорофилла *a* в сумме с феопигментами) коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона на 440 и 678 нм; a_{ph}^{*} – средние по спектру (в пределах видимого диапазона – 400–700 нм) коэффициенты поглощения света, нормированные на C_a; R – отношение поглощения света пигментами фитопланктона на 440 и 678 нм; ПИ – пигментный индекс; t – поверхностная температура воды; Zs – относительная прозрачность воды, оцененная по диску Секки; S – поверхностная соленость воды.

На рисунке 2 представлено изменение по сезонам средних за исследованный период величин концентрации хлорофилла *a* (2009–2012 гг.), наблюдавшееся на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя. Содержание хлорофилла *a* в Севастопольской бухте превышало его содержание в открытой части моря у берегов Севастополя практически на порядок. Концентрация хлорофилла *a* изменялась по сезонам в широком диапазоне. Зимние величины превышали летние на 70–90 %. Однако, несмотря на высокую внутригодовую вариабельность, среднегодовая величина C_a на станции 1, которую условно приняли за фоновую станцию, в течение трех лет изменялась слабо (~ на

МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ПИГМЕНТОВ И ПОГЛОЩЕНИЯ СВЕТА ФИТОПЛАНКТОНОМ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ В РАЙОНЕ СЕВАСТОПОЛЯ

20 %) и составила $\sim 1,0 \text{ мг/м}^{-3}$. Максимальная величина C_a , наблюдаемая в зимний период (февраль), составила в 2009 году 2,2, в 2010 – 1,6, а в 2011 – 1,4 мг/м^{-3} ; а минимальная величина составила $\sim 0,3 \text{ мг/м}^{-3}$, причем в 2009 минимум C_a наблюдался в июне, в 2010 – в июле, а в 2011 – в августе. На станциях 2 и 3 среднегодовая величина C_a варьировала в течение трех лет в широком диапазоне (табл. 1). Несмотря на значительную вариабельность концентрации хлорофилла в бухте, динамика его изменения на всех трех станциях имела U-образную форму: максимум в холодный период года, и минимум – в теплый (рис. 2).

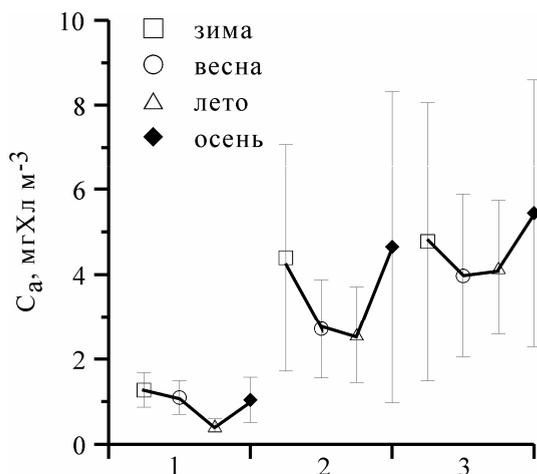


Рис. 2. Изменение усредненных за три года (2009–2012 гг.) величин концентрации хлорофилла a (в сумме с феопигментами) (C_a) по сезонам на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

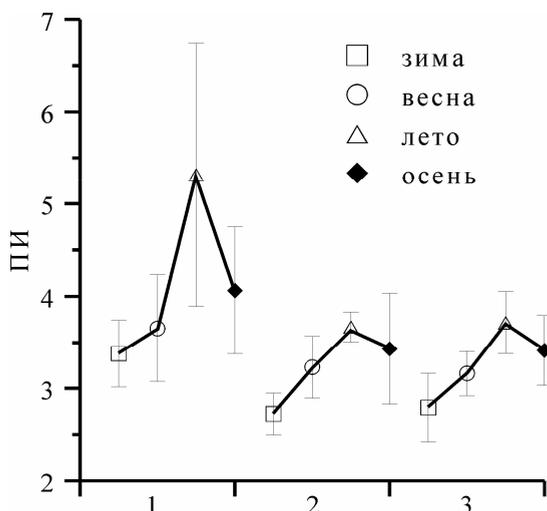


Рис. 3. Изменение усредненных за три года (2009–2012 гг.) величин пигментного индекса (ПИ) по сезонам на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

Для оценки относительного содержания вспомогательных пигментов в фитопланктоне использовали величину пигментного индекса (ПИ). На всех станциях наблюдался одинаковый характер изменения пигментного индекса: с

минимальными значениями в зимнее время и максимальными – в летнее (рис. 3). Данные, полученные на фоновой станции (станция 1) отличались от данных, полученных в бухте (станции 2 и 3) большими величинами ПИ в течение всего периода наблюдений (2,8–7,4) (табл. 1). В бухте величины ПИ варьировали от 2,2 до 5,3 (табл. 1). На фоновой станции внутри сезонные колебания ПИ были выражены более ярко, чем в бухте.

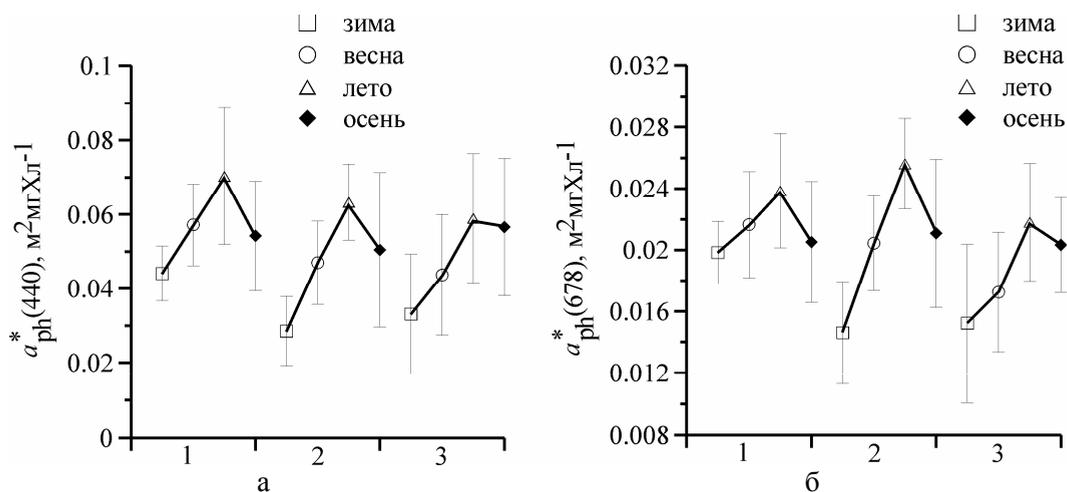


Рис. 4. Изменение усредненных за три года (2009–2012 гг.) величин удельных (нормированных на концентрацию хлорофилла *a*) коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона на длинах волн, соответствующих максимумам в синей – $a_{ph}^*(440)$ (а) и красной – $a_{ph}^*(678)$ (б) областях спектра по сезонам на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

Изменение относительного содержания вспомогательных пигментов в летний период привело к увеличению удельных коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона в максимуме, расположенном в синей части спектра ($a_{ph}^*(440)$) (рис. 4), где свет поглощается не только хлорофиллом *a*, но и вспомогательными пигментами [7]. Максимум на длине волны ~ 678 нм соответствует поглощению света хлорофиллом *a* и продуктами его распада. Помимо двух основных максимумов поглощения света (на длинах волн ~ 440 и ~ 678 нм), на всех спектрах (рис. 5) наблюдалось «плечо» на длине волны ~ 465 нм, соответствующее поглощению вспомогательными пигментами. На фоновой станции данное «плечо» было выражено заметнее, чем на станциях, расположенных в бухте. Причем летом 2010 года величины $a_{ph}^*(465)$ были на всех станциях больше, чем в другие годы, что, вероятно, связано с более высоким содержанием вспомогательных пигментов.

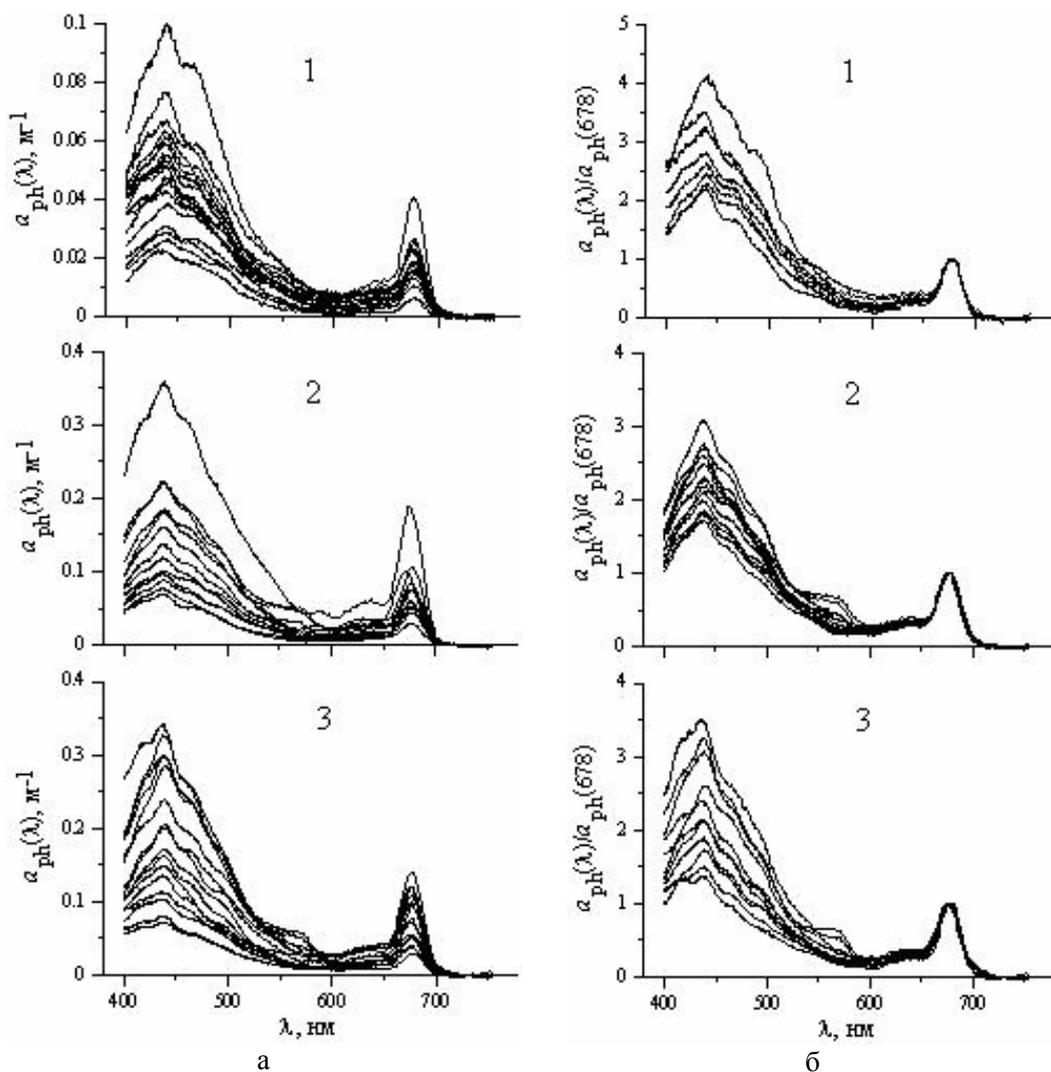


Рис. 5. Спектральное распределение коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона (а) и нормированных величин (б) на длине волны, соответствующей максимуму в красной области спектра ($a_{ph}(678)$) от длины волны в течение трех лет (2009–2012 гг.) на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

Изменение формы спектров поглощения света пигментами фитопланктона может быть оценено по отношению удельных коэффициентов поглощения света $a_{ph}^*(440)$ и $a_{ph}^*(678)$ – R (рис. 6). Получено, что среднегодовая величина R на всех станциях в 2010 году превышала примерно на 11–15 % величины R 2009 года (табл. 1), что, вероятно, обусловлено увеличением относительного содержания вспомогательных пигментов в клетках микроводорослей в летний период.

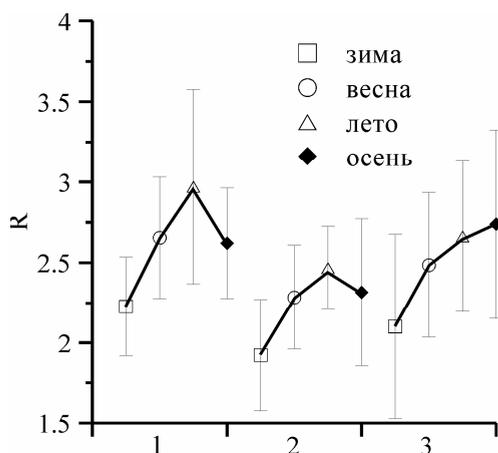


Рис. 6. Изменение усредненных за три года (2009–2012 гг.) величин отношения поглощения света пигментами фитопланктона на длинах волн, соответствующих максимумам в синей ($a_{ph}(440)$) и красной ($a_{ph}(678)$) областях спектра по сезонам на трех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

В связи с отмеченной внутригодовой вариабельностью исследуемых характеристик, были построены зависимости между $\overline{a_{ph}}$ и концентрацией хлорофилла a по сезонам (рис. 7). В общем виде уравнение параметризации имеет следующий вид:

$$a_{ph}(\lambda) = A \times C_a^B, \quad (8)$$

Коэффициент A в уравнении 8 соответствует поглощению света при единичной концентрации хлорофилла a .

Получены уравнения параметризации связи $\overline{a_{ph}}$ и C_a за три года (2009–2012 гг.) по сезонам в целом для всех станций (9 – зима, 10 – весна, 11 – лето, 12 – осень) (рис. 7):

$$\overline{a_{ph}} = 0,021 \times C_a^{0,61}, r^2 = 0,76 \quad (9)$$

$$\overline{a_{ph}} = 0,023 \times C_a^{0,71}, r^2 = 0,86 \quad (10)$$

$$\overline{a_{ph}} = 0,028 \times C_a^{0,88}, r^2 = 0,94 \quad (11)$$

$$\overline{a_{ph}} = 0,026 \times C_a^{0,83}, r^2 = 0,90, \quad (12)$$

Эти зависимости могут быть использованы для оценки общего количества поглощенных квантов поверхностным фитопланктоном по данным C_a .

Для всего массива данных получены связи между коэффициентами поглощения света пигментами фитопланктона на длинах волн, соответствующих максимумам в синей ($a_{ph}(440)$) и красной областях спектра ($a_{ph}(678)$) и концентрацией хлорофилла a (рис. 8):

$$a_{ph}(440) = 0,056 \times C_a^{0,72}, r^2 = 0,77 \quad (13)$$

$$a_{ph}(678) = 0,022 \times C_a^{0,84}, r^2 = 0,91 \quad (14)$$

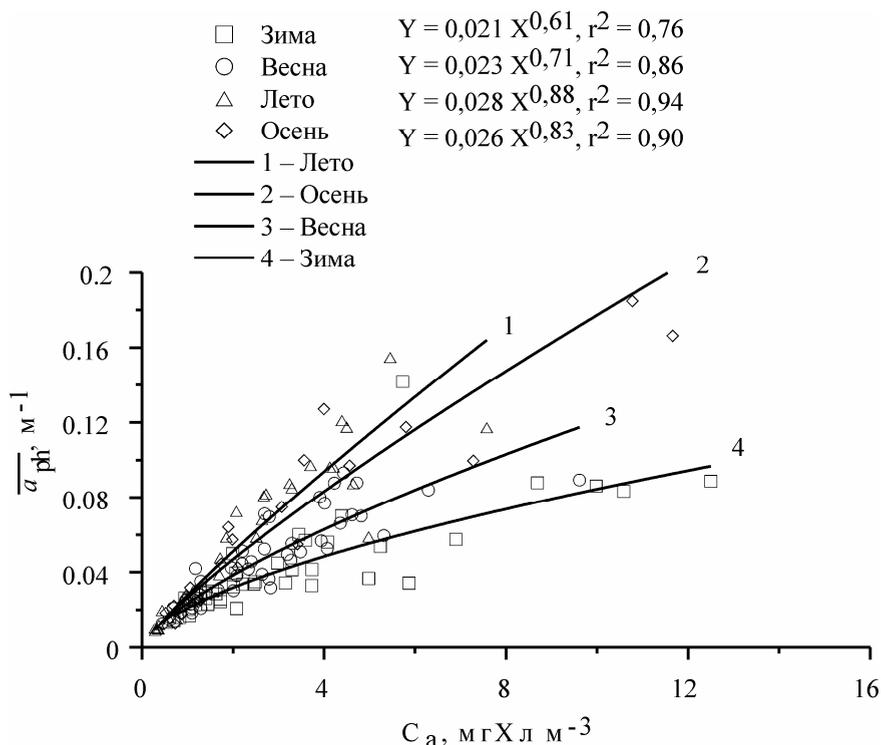


Рис. 7. Зависимость средних по спектру (в пределах видимого диапазона – 400–700 нм) коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона ($\overline{a_{ph}}$) от концентрации хлорофилла a (в сумме с феопигментами) (C_a) за три года (2009–2012 гг.) по сезонам на всех станциях в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя (1 – лето, 2 – осень, 3 – весна, 4 – зима)

ОБСУЖДЕНИЕ

Повышенное содержание хлорофилла a в бухте (станции 2 и 3) практически на порядок по сравнению с фоновой станцией связано с влиянием бытовых стоков и стока реки Черная, несущего воды, богатые биогенными веществами [8]. Наличие более пресных речных вод можно проследить по уменьшению солености от 17,8 до 17,6‰ при движении от станции 3 к станции 1 (табл. 1). На станциях, расположенных в бухте, наблюдается большая вариабельность C_a внутри года, чем на фоновой станции. Вероятно, это связано с ветровой деятельностью, которая сопровождается горизонтальной адвекцией вод, приводящей в зависимости от направления ветра либо к проникновению более «бедных» (содержащих меньше биогенных веществ) морских вод в бухту либо к выносу «богатых» (содержащих больше биогенных веществ) вод из бухты [8]. Фоновая станция, вследствие своего удаленного расположения от берега, в меньшей степени подвержена влиянию речного и бытовых стоков, распространяемых при движении водных масс.

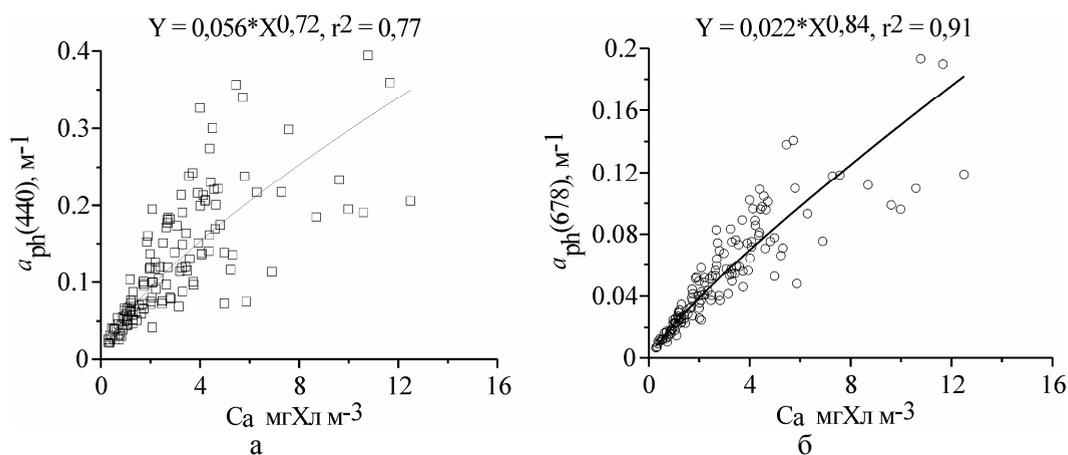


Рис. 8. Зависимость коэффициентов поглощения света пигментами фитопланктона на длинах волн, соответствующих максимумам в синей – $a_{ph}(440)$ (а) и красной – $a_{ph}(678)$ (б) областях спектра от концентрации хлорофилла a (в сумме с феопигментами) (C_a) за три года (2009–2012 гг.) в целом для всех станций в прибрежных поверхностных водах Черного моря в районе Севастополя

В исследованный период отмечено значительное различие метеорологических условий между годами. Так, например, летом (август) 2010 года температура воды была на 3–4 градуса выше, чем в 2009 и 2011 гг. В это время (август 2010 г.) относительное содержание вспомогательных пигментов в фитопланктоне на всех станциях превышало значения, полученные летом 2009 и 2011 гг. При этом следует отметить, что в течение всего периода исследований на фоновой станции величины ПИ почти в 2 раза превышали значения ПИ в бухте. Вероятно, это связано с различными условиями существования фитопланктона. На фоновой станции глубина видимости белого диска Секки всегда превышала значения на станциях в бухте (табл. 1). В условиях более высокой прозрачности вод освещенность верхнего квазиоднородного слоя (ВКС) выше (при равных ВКС и падающей на поверхность фотосинтетически активной радиации (ФАР)), что приводит к повышению относительного содержания вспомогательных пигментов в клетках фитопланктона, а именно доля фотопротекторных пигментов увеличивается.

Также на большой вклад вспомогательных пигментов в общее поглощение за пределами бухты указывает более четко выраженное «плечо» на спектрах поглощения света (рис. 5). Можно предположить, что изменение доли вспомогательных пигментов в исследуемый период в районе Севастополя в большей мере было связано с изменением световых условий существования фитопланктонного сообщества верхнего перемешанного слоя, которые формируются под влиянием физических параметров среды [1].

В максимуме, расположенном в длинноволновой части спектра (длины волн ~ 678 нм), где поглощение света обусловлено только хлорофиллом a и продуктом его распада – феофитином, удельное поглощение света зависит только от «эффекта

упаковки» пигментов внутри клетки. «Эффект упаковки» проявляется в снижении поглощения света фитопланктоном, вызванное «самозатенением» пигментов внутри клетки. «Эффект упаковки» зависит от размерной структуры фитопланктонного сообщества, внутриклеточной концентрации пигментов и их упаковки внутри клетки. Изменения удельного поглощения в максимуме, расположенном в коротковолновой части спектра (длины волн ~ 440 нм) связаны с суммарным влиянием, как «эффекта упаковки», так и содержания вспомогательных пигментов. В результате вклада вспомогательных пигментов «эффект упаковки» сильнее проявляется на длине волны ~ 440 нм, чем на длине волны ~ 678 нм, что приводит к уменьшению величины $a_{ph}^*(440)$ и, как следствие, уменьшению величины R . Более сильное уменьшение $a_{ph}^*(440)$ по сравнению с $a_{ph}^*(678)$ приводит к «сглаживанию» спектра поглощения света пигментами фитопланктона. На рисунке 6 видно, что величина R больше на фоновой станции, чем в бухте. Это, вероятно, связано с большим содержанием вспомогательных пигментов в бухте.

Наблюдалась бóльшая внутригодовая вариабельность исследуемых биооптических характеристик, по сравнению с межгодовым изменением. Внутри года величины менялись на 70–90 %, а между годами – 20–50 %. Широкая внутригодовая вариабельность связана с сезонными изменениями исследуемых характеристик, зависящих от условий среды – в большей степени от световых условий обитания поверхностного фитопланктона.

Средние по спектру коэффициенты поглощения света ($\overline{a_{ph}}$) определяются в основном поглощением в синей области спектра ($a_{ph}(440)$). Увеличение $\overline{a_{ph}}$ прослеживается по коэффициентам A уравнений параметризации (9)–(12). В зимний период величина $\overline{a_{ph}}$ минимальна. Она увеличивается к лету, когда и достигает максимальных значений (рис. 8). Значения $\overline{a_{ph}}$ в зимний и летний периоды отличались на 25 %; переходные периоды: зима-весна, весна-лето и лето-осень – на 9, 18 и 7 % соответственно; весна-осень отличались на 12 %. Увеличение $\overline{a_{ph}}$ связано с ростом солнечной инсоляции и, как следствие, с увеличением поглощения света вспомогательными пигментами, защищающими клетку от избыточной энергии.

ВЫВОДЫ

1) Сравнительный анализ показал, что концентрация основного фотосинтетически активного пигмента – хлорофилла a , относительное содержание вспомогательных пигментов, величины удельных коэффициентов поглощения света фитопланктоном изменяются в течение года в большей степени (на 50–80 %), чем между годами (на 10–40 %).

2) Межгодовые отличия проявились в увеличении относительного содержания вспомогательных пигментов, удельных коэффициентов поглощения света летом 2010 г., что связано с метеорологическими особенностями этого года (аномально жаркое лето).

3) Полученные степенные зависимости поглощения света от концентрации хлорофилла a могут быть использованы для оценки первичной продукции.

Список литературы

1. Чурилова Т. Я. Пигменты микроводорослей / Т. Я. Чурилова, З. З. Финенко, А. И. Акимов // Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования. – Севастополь: ЭКОСИ-гидрофизика, 2008. – С. 301–319.
2. Jeffrey S.W. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton / S. W. Jeffrey and G. F. Humphrey // Biochem. Physiol. Pflanzen. – 1975. – Vol. 167. – P. 191–194.
3. Yentsch C. S. Measurement of visible light absorption by particulate matter in the ocean / C. S. Yentsch // Limnol. Oceanogr. – 1962. – Vol. 7. – P. 207–217.
4. Mitchell B. G. Chlorophyll a specific absorption and fluorescence excitation spectra for light limited phytoplankton / B. G. Mitchell, D. A. Kiefer // Deep-Sea Res. – 1988. – Vol. 35, № 5. – P. 639–663.
5. Tassan S. An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters / S. Tassan and G. M. Ferrari // Limnol Oceanogr. – 1995. – Vol. 40. – P. 1358–1368.
6. Mitchell B. G. Algorithms for determining the absorption coefficient of aquatic particulates using the quantitative filter technique (QFT) / B. G. Mitchell / Ocean Optics X (Ed. R. Spinrad). – SPIE Bellingham, Washington. – 1990. – P. 137–148.
7. Jeffrey S. W. Phytoplankton pigments in oceanography: guidelines to modern methods / S. W. Jeffrey, R. F. C. Mantoura, S. W. Wright. – UNESCO publishing, 1997. – 661 p.
8. Иванов В. А. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов / В. А. Иванов, Е. И. Овсяный, Л. Н. Репетин и др. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2006 – 90 с.

Джулай А. О. Міжрічна мінливість вмісту пігментів та поглинання світла фітопланктоном у прибережних водах Чорного моря в районі Севастополя // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 179–190.

Оцінені міжрічні і внутрішньорічні зміни концентрації хлорофілу *a*, відносного вмісту допоміжних пігментів, величин питомих коефіцієнтів і форми спектрів поглинання світла фітопланктоном поверхневих вод в районі Севастополя в період з 2009 по 2012 р.

Отримані статичні залежності поглинання світла пігментами фітопланктону від концентрації хлорофілу *a* для окремих сезонів.

Ключові слова: фітопланктон, хлорофіл *a*, пігментний індекс, поглинання світла фітопланктоном, Чорне море, Севастопольська бухта.

Dzhulay A. A. Interannual variability of pigment concentration and light absorption by phytoplankton in the coastal waters of the Black Sea near Sevastopol // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 179–190.

Interannual and intra-annual variations of chlorophyll *a* concentration, the relative abundance of accessory pigments, indexes of the specific coefficients and spectrum shape of light absorption by phytoplankton in surface waters near Sevastopol since 2009 to 2012 were analyzed.

The power-law dependence of light absorption by phytoplankton pigments on chlorophyll *a* concentration for particular seasons was obtained.

Key words: phytoplankton, chlorophyll *a*, pigment index, light absorption by phytoplankton, The Black Sea, Sevastopol bay.

УДК 581.526. 325 (262.5)

ОСОБЕННОСТИ СУТОЧНОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ФИТОПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД

Георгиева Е. Ю.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
e-georgieva@rambler.ru*

Представлены результаты исследований суточной динамики фитопланктона, полученные в Черном море в ноябре 2010 года в экспедиции на нис «Профессор Водяницкий». Определено, что периоды нарастания и убывания численности и биомассы фитопланктона в течение суток совпадали. Однако степень изменения этих двух количественных показателей значительно различалась, что обусловлено преобладанием в фитопланктоне по численности мелкоклеточной водоросли *Emiliana huxleyi* (Lohm) Hay & Mohler с четко выраженной суточной динамикой. В то же время, по биомассе отмечено доминирование нескольких видов водорослей, обладавших различным характером суточной динамики этого показателя. Поэтому суточная динамика суммарной биомассы фитопланктона была выражена слабо.

Ключевые слова: фитопланктон, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Фитопланктон является одним из основных звеньев любой водной экосистемы. Он играет важную роль в отклике экосистемы на изменения климата и антропогенной нагрузки, которые приводят к перестройке как в самом фитопланктоне, так и в экосистеме в целом.

Среди заметных изменений в фитопланктоне прибрежных вод Черного моря в конце прошлого – начале нынешнего столетия следует отметить интенсивное развитие кокколитофориды *Emiliana huxleyi* (Lohm) Hay & Mohler, вызывающее регулярное «цветение воды». До середины 80-х годов доля кокколитофорид в суммарном фитопланктоне составляла всего лишь 3%, тогда как в настоящее время часто наблюдается их доминирование как по численности, так и по биомассе [1].

Количество фитопланктона в море колеблется в течение суток, поэтому разовое определение численности и биомассы фитопланктона без учета их суточной динамики не может дать правильного представления о количестве фитопланктона. В колебаниях количественных характеристик фитопланктона наблюдается суточная периодичность: период нарастания численности, приуроченный в основном к светлому времени суток, сменяется периодом убывания, приуроченным к темному времени суток [2, 3].

В силу выше изложенного задачами нашей работы явилось исследование суточной динамики количественных характеристик фитопланктона, вклад в них таксономических групп и отдельных видов, в частности – кокколитофориды *E. huxleyi*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материалом для данной статьи послужили пробы фитопланктона, собранные на суточной станции в северо-западной части Черного моря в период 68-го рейса НИС «Профессор Водяницкий» (ноябрь 2010 года). Здесь в течение суток было проведено 6 серий наблюдений, с интервалом 4 часа: с 13 часов 4 ноября до 9 часов 5 ноября.

Отбор проб проводился кассетой батометров Rozetta с STD – зондом MARK – III NELL BROWN, 6-литровым пластиковым батометром с горизонтов: 0, 30 и 37 м.

Пробы воды объемом 2 л сгущали в воронках обратной фильтрации через нуклеопоровый фильтр с диаметром пор 1 мкм [4] и фиксировали 40% формалином. Клетки водорослей объемом менее 15 мкм учитывали в камере Ножжота объемом 0,01 мл, равные и более 15 мкм – в камере объемом 0,7 мл под световым микроскопом при увеличении $\times 150$, $\times 300$. Объемы клеток рассчитывали по методу «истинного объема», используя формулы геометрического подобия клеток [5, 6, 7].

Станция (45.28.339 с. ш., 31.21.133 в. д.) расположена в юго-восточной части ботанического заказника общегосударственного значения – «Филлофорного поля Зернова» (СЗЧМ). Глубина станции 48 м. В исследуемый период в слое 0–30 м температура воды в среднем составляла 15°C, соленость – 17,84‰. На горизонте 37 м наблюдалось снижение температуры до 13°C, а солености – до 17,39‰.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Суммарные характеристики фитопланктона. В исследуемый период фитопланктон был представлен 72 видами. Среди часто встречающихся отмечены 11 видов динофитовых, 7 – диатомовых и 1 – примнезиофитовый. Рассматривая суточную динамику количества видов, можно отметить, что наибольшее количество видов наблюдалось в дневное время (13:00), затем оно заметно снижалось к ночи (1:00) и вновь увеличивалось в утреннее время (5:00). Максимальное количество видов наблюдалось в 13:00 в верхнем однородном слое, минимальное – в 1:00 под термоклинном.

Суммарная численность фитопланктона в исследуемый период варьировала от 5,20 до 169,32 млн. кл. \times м⁻³, а биомасса – от 7,20 до 76,19 мг \times м⁻³.

Рассматривая суточную динамику фитопланктона в исследуемом слое 0–37 м, можно отметить, что максимум как численности, так и биомассы (в среднем для слоя) наблюдался в 17:00, а минимум – в 1:00. Периоды нарастания и убывания как численности, так и биомассы также совпадали.

Численность в течение суток претерпевала значительные изменения, в то время как изменения биомассы были едва заметны. Из вышесказанного можно предположить, что такая динамика была обусловлена преимущественно развитием мелкоклеточных водорослей (рис. 1).

Таксономические группы. Рассмотрим вклад основных таксономических групп в суточную динамику фитопланктона исследуемого периода. В течение суток во все время наблюдений для слоя 0–37 м по численности преобладали примнезиофитовые водоросли, а по биомассе – динофитовые, внося основной вклад

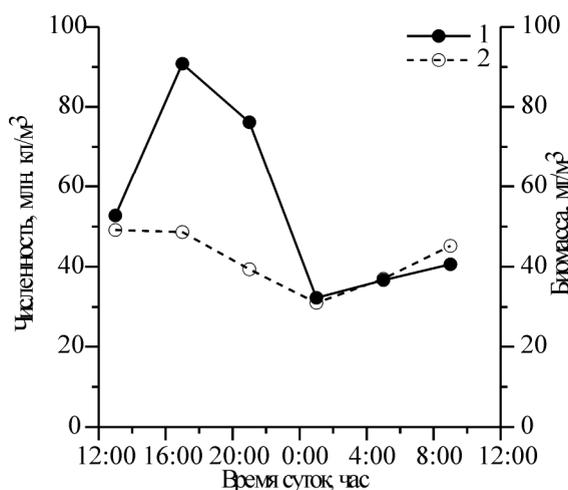


Рис. 1. Суточная изменчивость суммарной численности и биомассы фитопланктона для слоя 0 – 37 м. Северо-западный шельф Черного моря, 4–5 ноября 2010 года

Условные обозначения: 1 – численность, млн. кл. \times м⁻³; 2 – биомасса, мг \times м⁻³.

в суммарные величины. Лишь в 21:00 наблюдался значительный вклад диатомовых водорослей в суммарные численность и биомассу за счет вспышки развития мелкоклеточных представителей рода *Chaetoceros* (табл. 1).

Таблица 1

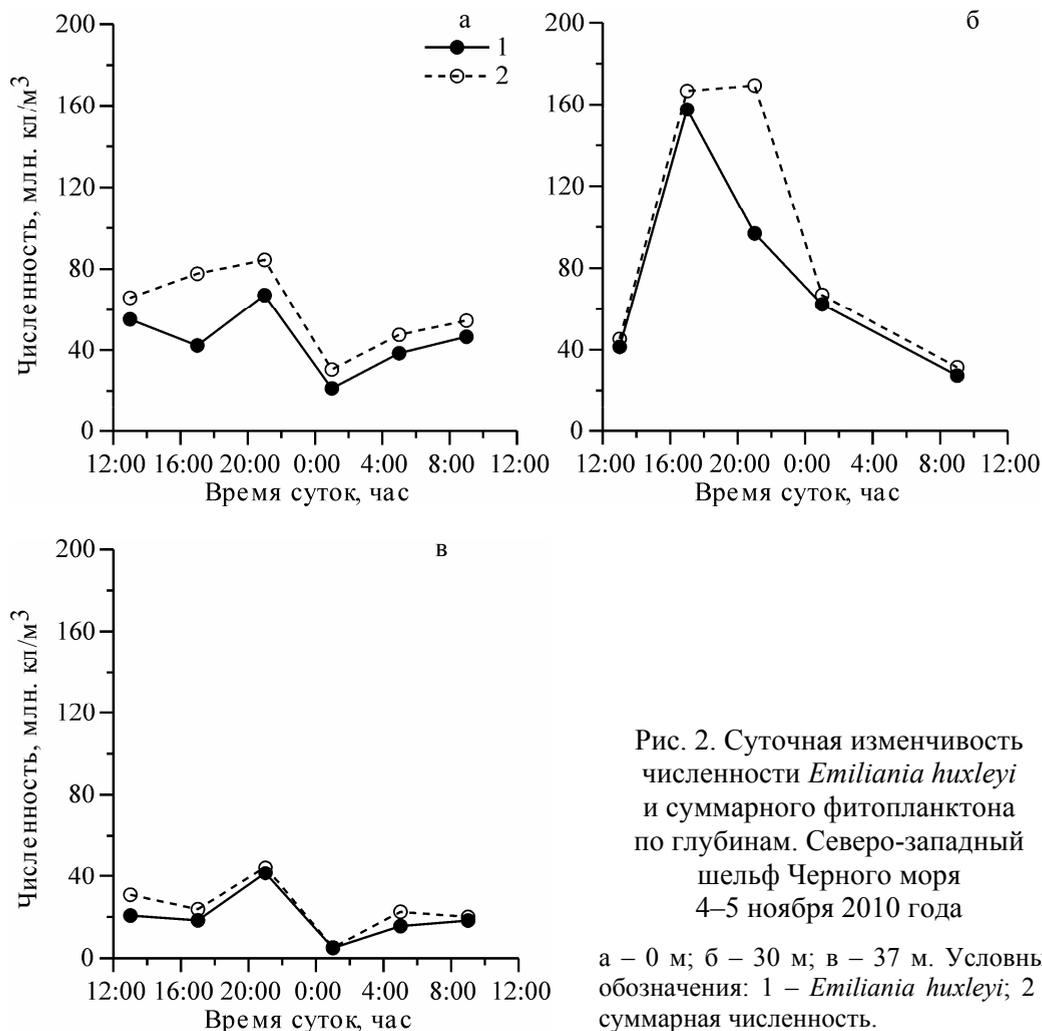
Суточная изменчивость относительной численности (N, %) и биомассы (B, %) таксономических групп фитопланктона. Северо-западный шельф Черного моря, 4–5 ноября 2010 года

Время суток	Peridinea		Bacillariophyceae		Prymnesiophyceae		Прочие	
	N	B	N	B	N	B	N	B
13:00	13,8	72,3	2,1	5,0	81,1	22,1	3,1	0,6
17:00	8,3	65,4	4,4	3,8	84,6	30,5	2,7	0,2
21:00	3,7	46,3	24,2	29,7	69,0	23,0	3,2	1,0
1:00	5,0	76,5	7,8	6,1	87,0	15,9	0,1	1,6
5:00	10,7	82,8	3,3	6,0	78,1	10,5	7,9	0,7
9:00	10,9	78,8	6,6	4,9	82,3	15,9	0,2	0,4

В час ночи отмечен значительный вклад динофитовых в биомассу при снижении их вклада в суммарную численность более чем вдвое (по сравнению с днем), что может указывать на преобладание в это время суток крупноклеточных динофитовых водорослей.

Доминирующие виды по численности. В течение суток на всех горизонтах по численности доминировала мелкоклеточная кокколитофориды *E. huxleyi*, вносящая весомый вклад в суммарный фитопланктон. Численность ее составляла 54–95% от

суммарной численности фитопланктона. Суточное распределение численности данной кокколитофориды практически повторяло динамику численности суммарного фитопланктона и было близко к нему по своим абсолютным значениям (рис. 2).

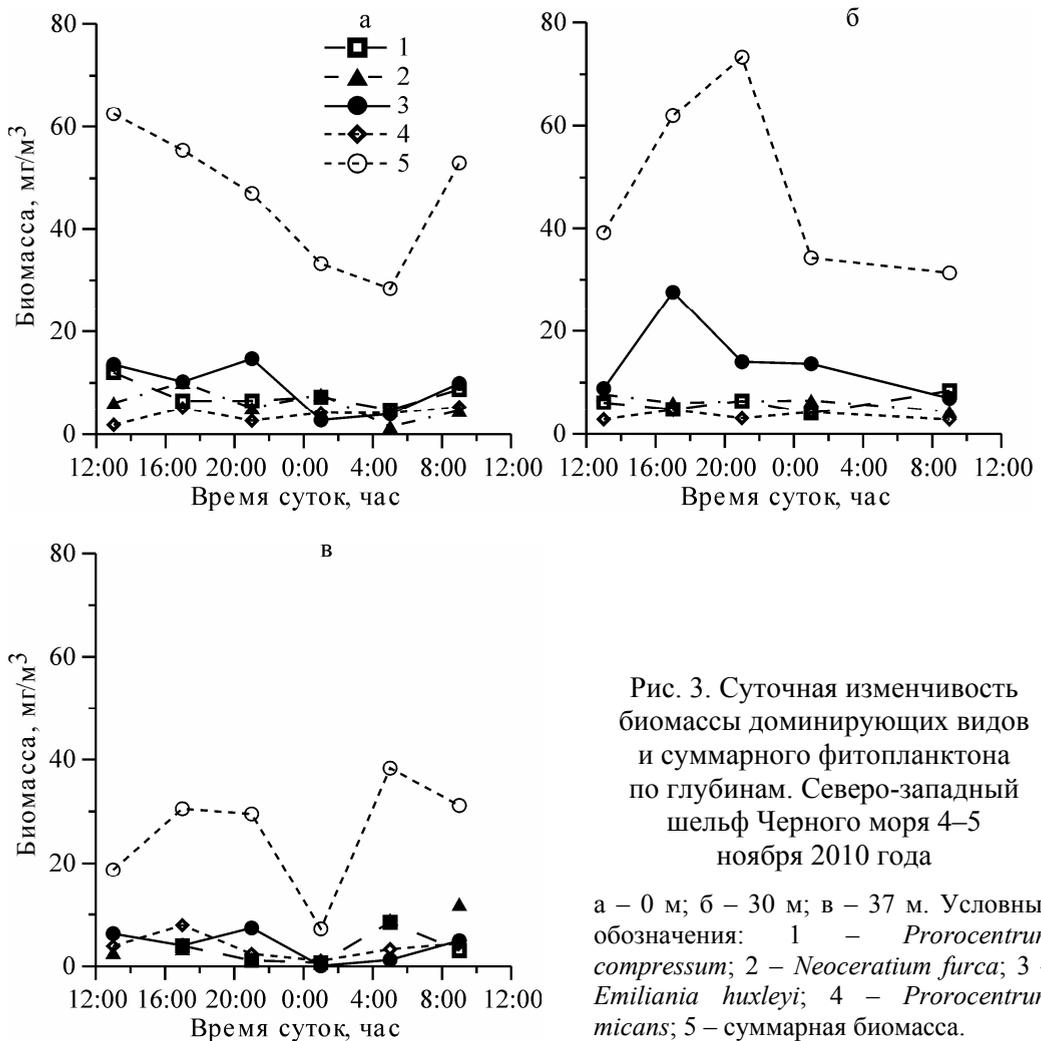


Исключение составляли временные периоды: 17:00 (0 м) и 21:00 (30 м), когда были зафиксированы значительные вклады в суммарную численность мелкоклеточных диатомей: *Chaetoceros socialis* Laud и *Chaetoceros* sp.

На всех горизонтах наблюдался ночной спад численности *E. huxleyi*, обусловленный, вероятно выеданием зоопланктоном и утренний подъем (за исключением 30 м), вызванный усилением вегетативного размножения клеток в этот период. Способность этого вида водорослей к миксотрофному питанию, а также малые линейные размеры позволяют ему расти с высокой скоростью, и,

несмотря на активное потребление мезозoopланктоном и молодью рыб, достигать массового развития в море [8].

Доминирующие виды по биомассе. По биомассе в течение суток доминировало несколько видов: *E. huxleyi*, *Neoceratium furca* (Ehr.) F.Gomes, D.Moreira & P.Lopez-Garcia, *Prorocentrum compressum* (Bailey) Abe ex Dodge и *Prorocentrum micans* Ehrenberg. Обладая различными суточными ритмами развития, эти виды вносили свой весомый вклад в суммарную биомассу в разное время суток, делая тем самым степени спадов и подъемов этой количественной характеристики в течение суток незначительными (рис. 3).



ВЫВОДЫ

Таким образом, в ноябре 2010 г. на северо-западном шельфе Черного моря были выявлены следующие особенности суточной изменчивости фитопланктона:

1. Максимальные и минимальные значения, а также периоды нарастания и убывания численности и биомассы в течение суток совпадали. Минимальные значения количественных величин приходились на ночное время. Суммарная численность фитопланктона в течение суток претерпевала значительные изменения, в то время как биомасса – незначительные.

2. Суточная динамика суммарной численности фитопланктона определялась изменениями численности примнезиофитовой водоросли *E. huxleyi*.

3. В биомассу, наряду с мелкоклеточной *E. huxleyi*, заметный вклад вносили водоросли динофитового комплекса: *P. compressum*, *P. micans* и крупноклеточная *N. furca*.

4. Значительное снижение численности *E. huxleyi* в ночное время в верхнем однородном слое и незначительное снижение, а на некоторых горизонтах и увеличение биомассы крупноклеточных водорослей в это время обусловило различие в степени суточной изменчивости численности и биомассы фитопланктона.

Благодарности. Автор выражает благодарность д.б.н. Ю.Н. Токареву, к.б.н. Л.В. Стельмах, к.б.н. Л.В. Георгиевой, к.б.н. Ю.В. Брянцевой, к.б.н. В.В. Мельникову, к.б.н. С.А. Царину и всем участникам рейса № 68 НИС «Профессор Водяницкий» за консультации и помощь в работе.

Список литературы

1. Микаэлян А. С. Развитие кокколитофорид в Черном море: межгодовые и многолетние изменения / А. С. Микаэлян, В. А. Силкин, Л. А. Паутова // Океанология. – 2011. – Т. 51, № 1. – С. 45–53.
2. Морозова-Водяницкая Н. В. Суточные изменения численности и биомассы фитопланктона в Черном море / Н. В. Морозова-Водяницкая // Фитопланктон Черного моря. Часть I: тр. Севастопольск. биолог. ст. АН СССР. – 1954. – Т. VIII. – С. 40–97.
3. Маштакова Г. П. Суточная динамика фитопланктона в Черном море / Г. П. Маштакова // Океанографические исследования в Черном море. – М: Тр. АзчерНИРО, 1968. – Вып. 27. – С. 60–71.
4. Сорокин Ю. И. К методике концентрирования проб фитопланктона / Ю. И. Сорокин // Гидробиол. журн. – 1979. – Т. 15. – С. 71–76.
5. Сеничкина Л. Г. К методике вычисления объемов клеток фитопланктона / Л. Г. Сеничкина // Гидробиол. журн. – 1978. – Т. 14, № 5. – С. 102–106.
6. Сеничкина Л. Г. Вычисление объемов клеток диатомовых водорослей с использованием коэффициентов объемной полноты / Л. Г. Сеничкина // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 1. – С. 56–59.
7. Сеничкина Л. Г. Вычисление объемов клеток видов рода *Exuviaella* Cienk / Л. Г. Сеничкина // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 3. – С. 92–94.
8. Стельмах Л. В. Эколого-физиологические основы «цветения» воды, вызываемого *Emiliania huxleyi* в Севастопольской бухте / Л. В. Стельмах, М. И. Сеничева, И. И. Бабич // Экология моря. – 2009. – Вып. 77. – С. 28–32.

Георгієва О. Ю. Особливості добова мінливості фітопланктону північно-західного шельфу Чорного моря в осінній період // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 191–197.

Представлено результати досліджень добової динаміки фітопланктону, отримані в Чорному морі в листопаді 2010 року в експедиції на НДС «Професор Водяницький». Визначено, що періоди наростання і убавання чисельності і біомаси фітопланктону протягом доби збігалися. Однак ступінь зміни цих двох кількісних показників значно розрізнявся, що було обумовлено домінуванням у фітопланктоні за чисельністю дрібноклітинної водорості *Emiliana huxleyi* (Lohm) Hay & Mohler з чітко вираженою добовою динамікою. У той же час, за біомасою відзначено домінування декількох видів водоростей, що володіли різним характером добової динаміки цього показника. Тому добова динаміка сумарної біомаси фітопланктону була виражена слабо.

Ключові слова: фітопланктон, Чорне море.

Georgieva E. Y. Peculiarities of daily variability of phytoplankton North-western shelf of the Black Sea in autumn // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 191–197.

The results of investigations of the daily dynamics of phytoplankton in the Black Sea in November 2010 were obtained in an expedition on the research vessel «Professor Vodyanitsky.» The periods of increase and decrease of the number and biomass of phytoplankton during the day were the same. However, the rate of change of these two quantitative indicators was different. This due to the predominance in phytoplankton small algae *Emiliana huxleyi* (Lohm) Hay & Mohler with a clear diurnal dynamics. At the same time, several species of algae predominated by the biomass and had different nature of the daily dynamics of this indicator. Therefore the daily dynamics of the total biomass of phytoplankton was weak.

Key words: phytoplankton, Black Sea.

УДК 581.52:581.95

ЗНАЧЕНИЕ РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ В ПРОЦЕССЕ АНТРОПОГЕННОЙ МИГРАЦИИ *AMORPHA* *FRUTICOSA* (FABACEAE)

Бурда Р. И., Игнатюк А. А.

Научный центр экомониторинга и биоразнообразия мегаполиса НАН Украины, Киев,
rayburda@mail.ru, ignatyuk1@ukr.net

Репродуктивная способность антропофита рассмотрена в качестве стратегической адаптации. В течение 2010–2012 гг. в четырех местных локальных популяциях *Amorpha fruticosa* L. изучались 50 особей, для статистического анализа отобрано 1471 соцветие. Потенциальная семенная продуктивность по градиенту ухудшения условий произрастания от популяции к популяции снижалась от 269 до 108 цветков на соцветие. Фактическая семенная продуктивность, кроме указанного градиента, очевидно, зависела от конкретных погодных условий в период завязывания плодов. Она колебалась от 102 до 42 бобов на соцветие. Как результат, коэффициент семинификации изменялся от 72% до 20%. Установлена обратная зависимость между длиной главной оси соцветия и удельной фактической семенной продуктивностью (коэффициент парной корреляции – $r=-0,74$). Высказано предположение, что это связано с чрезмерным числом цветков, закладывающихся в соцветии (со значительным запасом семязачатков), и не полными консортивными связями *A. fruticosa* с насекомыми-опылителями. Важнейшим фактором местопроизрастаний для репродуктивного развития этого чужеродного вида в условиях Киева оказалась освещенность, которая в изучаемых местообитаниях составляла 18–100% полного света. Для генеративного развития *A. fruticosa* освещенность ниже 15% полного света определена как критическая. В таких условиях формируются его клоны, не дающие генеративных побегов.

Ключевые слова: *Amorpha fruticosa*, репродуктивное усилие, антропогенная миграция, инвазия, коэффициент семинификации, Украина.

ВВЕДЕНИЕ

Миграции сосудистых растений – это естественный биолого-географический процесс, который В. И. Вернадский [1], определяя живое вещество как совокупность живых организмов, выраженная в весе, химическом составе, мерах энергии и характере пространства, назвал «давлением жизни». В отношении сосудистых растений этот процесс предполагает наличие, по крайней мере, трех составляющих: среда-реципиент, растение и вектор переноса. Среди прочих миграций растений антропогенные отличаются тем, что они вызваны резкими трансформациями одного, двух или же всех трех перечисленных звеньев в результате преднамеренной или непреднамеренной хозяйственной деятельности человека.

Авторы развивающегося научного направления о биологических инвазиях, в частности фитоинвазиях [2], в качестве одной из стратегических адаптаций в процессе инвазии кустарников рассматривают их репродуктивную способность – семенное размножение и вегетативное возобновление. Репродуктивная способность обеспечивает пространственное и экотопическое распространение вида при наличии

биотических и абиотических агентов и особых морфологических, фенологических, физиологических и иных приспособлений, обеспечивающих контакт с этими агентами на уровне функциональных экосистемных связей. В частности, у кустарников с сочными плодами или прочими съедобными частями семена разносятся животными и, прежде всего, птицами. Абиотическими агентами переноса, как известно, являются ветер и вода. Интересно, что мелкие, бескрылые бобы *Amorpha fruticosa* L., на первый взгляд, не обладают явными приспособлениями к подобному переносу, но, по нашим наблюдениям, при попадании в воду, переносятся как мелкими дождевыми потоками, так и ручьями или речками. Интересно наблюдать это явление в конце зимы – начале весны, когда бобы, опавшие на замершую поверхность реки, усеивают полосу шириной 3-4 м вдоль берега. При солнечной погоде, на подтаивающих лужицах бобы набухают, а их стенки разрываются. При этом следует отметить, что местообитания, которым этот чужеродный вид отдает предпочтение, часто располагаются в непосредственной близости от воды (берега рек, озер, ручьев и пр.). К тому же, *A. fruticosa* ярко выраженный автохор – бобы формируются на верхушках одревесневающих ветвей, а при созревании легко отрываются и разбрасываются. К моменту полного созревания плодов ветви увеличивают свою упругость, а плодоножки легко разрушаются. Как результат, даже при легком ветре, ветви, соприкасаясь друг с другом, пружинят, и бобы, расположенные на верхушках прямых и длинных веток, разбрасываются на расстояние до 5–7 м.

Касаясь вопроса о потенциале вегетативного возобновления, следует отметить, что еще А. И. Колесников [3] подчеркивал, вводя *A. fruticosa* в ландшафт, следует учитывать его неимоверную способность образовывать обильные корневые отпрыски. Он же одним из первых указывал на одичание этого антропофита на западе Закавказья, в других местах культуры, где растения давали самосев.

В этой статье предпринята попытка обосновать представление об антропогенных миграциях сосудистых растений на примере внедрения в различные группировки, близкие к естественным, а также культурфитоценозы кустарника *A. fruticosa*. Выяснить какие же качества этого североамериканского вида обусловили его успешную натурализацию в Украине, формирование не только устойчивых популяций, но и пространственное распространение и экотопическое освоение разнообразных местообитаний. В определенных местообитаниях (например, Днепровские песчаные острова в Киеве) приходится говорить об инвазии *A. fruticosa*. Что именно сделало местные популяции такими, что позволяет считать их угрозой для аборигенных видов, естественных сообществ, экосистем или ландшафта в целом – угрозой фиторазнообразию?

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектом нашего изучения были спонтанно сформировавшиеся на берегах Днепра и его островов в пределах Киева и окрестностей местные популяции *A. fruticosa*. Это кустарник до 3–6 м высоты, имеющий тонкие прямостоячие или же несколько отклоненные побеги. Его сложный лист с общим черешком длиной 9–28 см несет 11–25 овальных или эллиптических, длиной 1,5–4 см, почти голых

листочков. Сжатые колосовидные метелки располагаются на верхушках побегов, цветки мелкие со своеобразным запахом. Плод *A. fruticosa* – небольшой искривленный односемянный боб.

Благодаря изящному, ажурному габитусу, оригинальным пурпурно-фиолетовым соцветиям с выдающимися тычинками, несущими яркие золотисто-желтые пыльники, кустарник вносит разнообразие в парковый ландшафт, привлекая внимание и радуя глаз. Его латинское название означает «уродливый», а первые русские названия звучали как «безобразка», «крутик» [7, 9]. Вероятно, что первое «имя» определено строением цветка, венчик которого в отличие от типичного для представителей семейства, состоит лишь из одного паруса, без крыльев и лодочки. Второе название, видимо, связано со строением своеобразно скрученной главной оси соцветия.

Североамериканский вид *A. fruticosa* широко известен как декоративный в парках, садах, скверах в Украине. По данным DAISIE [10] вид спонтанно распространился в Европе особенно в центральной ее части, от Франции до европейской части России, от Германии, Польши до Греции, Италии, Сардинии, а также в европейской части Турции. Согласно ILDIS [12], *A. fruticosa* в одичавшем состоянии растет в центральной и южной частях Восточной Европы от Прибалтики и Беларуси до Башкирии, Калмыкии. Отмечен он также в Южной Сибири, Средней Азии и на российском Дальнем Востоке. Первичный ареал *A. fruticosa* расположен в восточной части Северной Америки – от Коннектикута до Миннесоты. К почвам он не требователен, растет на засоленных почвах, хотя предпочитает легкие песчаные почвы. *A. fruticosa* – быстрорастущий, светолюбивый кустарник, имеющий среднюю морозостойкость, переносящий морозы до -18°C . Однако при температуре $-20-22^{\circ}\text{C}$ его надземная часть отмирает полностью, впрочем, в таких случаях весной растение легко возобновляется. Он отлично переносит стрижку [3: 363–364].

В подходящих климатических условиях Европы вторичный ареал вида быстро сформировался. Первичный занос *A. fruticosa* в Европу был преднамеренным – это документировано сведениями о начале его интродукции в Европе, где он известен в культуре с 1724 года [8]. В пределах нынешней Украины появление *A. fruticosa* относят к 1809 г., когда его начали культивировать в Акклиматизационном саду И. Н. Каразина, а с 1811 г. разводили в коллекционных посадках Кременецкого сада [5]. В процессе интродукции в северные районы Восточной Европы на первых порах были указания, что в Санкт-Петербурге *A. fruticosa* обмерзал до уровня снега, но быстро отрастал и цвел [9]. Для бывшего СССР С. Я. Соколов и Н. В. Шипчинский [8] проводят следующую границу его обмерзания: Минск – Воронеж – Алма-Ата, но подчеркивают, что даже в случаях полного обмерзания растения отрастают и цветут в тот же сезон. Однако настоящий пик целенаправленного распространения этого растения в нашей стране приходится на годы после второй мировой войны, когда в бывшем СССР специальным правительственным постановлением массово создавались полевозащитные полосы, противоэрозионные и лесомелиоративные насаждения. *A. fruticosa* на юге Европейской части бывшего СССР, в частности в Украине, широко использовался как прекрасный почвозащитный кустарник для закрепления склонов, песков.

**ЗНАЧЕНИЕ РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ В ПРОЦЕССЕ АНТРОПОГЕННОЙ
МИГРАЦИИ *AMORPHA FRUTICOSA* (FABACEAE)**

В настоящее время этот чужеродный вид успешно распространяется спонтанно, образуя новые локальные популяции. Понятие «локальная популяция» принимается нами в пространственном (топологическом) понимании – как население определенного вида в пределах пространства, имеющего естественные или антропогенные границы, которые легко устанавливаются глазомерно.

В процессе исследований изучено четыре локальные популяции, которые достаточно далеко отстоят одна от другой (табл. 1). Первая расположена на территории санатория «Конча-Заспа» – два местопроизрастания на берегах озера Конча-Заспа и одно – культурфитоценоз *Pinus sylvestris* L. 75–80-ти летнего возраста в лесопарке. Вторая изучавшаяся локальная популяция находится на берегах Ольгинского залива Днепра (одно местопроизрастание). Третья локальная популяция расположена на Жуковом острове в районе места впадения в Днепр канала, связывающего последний с р. Вита (в одном местопроизрастании для каждой особи выбраны различные условия освещенности и увлажнения почвы). Четвертая локальная популяция сформировалась на левом берегу Киевского водохранилища севернее Киева, в окрестностях с. Ровжи, на обочине автодороги, проходящей по защитной дамбе (одно местопроизрастание).

Таблица 1

Схема отбора проб соцветий *Amorpha fruticosa* в локальных популяциях Киева

№ пробы	Местонахождение	Дата отбора	Число особей	Число соцветий
Локальная популяция 1. Географические координаты: 50° 17' 42" с. ш.; 30° 35' 21" в. д.				
1.1	Конча-Заспа, культурфитоценоз <i>Pinus sylvestris</i> L.	02.11	6	192
1.2	Конча-Заспа, восточный берег озера Конча-Заспа	02.11	2	64
1.3	Конча-Заспа, западный берег озера Конча-Заспа	02.11	2	67
1.4	Конча-Заспа, культурфитоценоз <i>P. sylvestris</i>	10.11	5	150
1.5	Конча-Заспа, восточный берег озера Конча-Заспа	10.11	5	150
1.6	Конча-Заспа, западный берег озера Конча-Заспа	10.11	4	120
Локальная популяция 2. Географические координаты: 50° 19' 27" с. ш.; 30° 35' 33" в. д.				
2.1	Правый берег Днепра, Ольгинский залив, заливной луг	06.11	5	150
2.2	Правый берег Днепра, Ольгинский залив, заливной луг	10.11	5	134
2.3	Правый берег Днепра, Ольгинский залив, заливной луг	05.12	6	180
Локальная популяция 3. Географические координаты: 50°21'5" с. ш.; 30° 34' 34" в. д.				
3.1	Жуков остров, северный берег канала, пойменный лес	06.12	5	120
Локальная популяция 4. Географические координаты: 50° 50 '52" с. ш.; 30°34'42" в. д.				
4.1	Левый берег Киевского водохранилища (окрестности с. Ровжи) защитная дамба, обочина автодороги	06.11	5	152
Всего			50	1479

Географические координаты локальных популяций были определены с помощью навигатора GPSMAP 76CSx (Garmin). Длина соцветия измерялась с помощью линейки (точность ± 1 мм). Количество цветков (полноценных бобов) в соцветии подсчитывалось с использованием стереомикроскопа SZM-45T (Ulab). В качестве параметра освещенности была выбрана мощность потока падающего солнечного света в полдень (период измерений 12.00 – 12.30), которая определялась с помощью Solar Power Meter SEM DT – 1307. Влажность почвы установлена весовым методом. Отобранные пробы почвы (в трех повторностях) непосредственно в бюксах взвешивались на электронных весах AD200 (Axis) с точностью до 1 мг. Почвенные образцы подвергались высушиванию в течение 4-х часов при температуре 105–115°C. Статистическая обработка результатов проведена общепринятыми методами с использованием пакета Microsoft Excel.

Репродуктивную способность *A. fruticosa* изучали по общепринятым методикам [4, 6]. Элементарной единицей для определения семенной продуктивности принято соцветие (колосовидная метелка). Поскольку в завязи цветка *A. fruticosa* закладывается два семязачатка, из которых в семя развивается один, а плод – односемянный боб, потенциальную семенную продуктивность (ПСП) представляет число сформировавшихся цветков на соцветие. Фактическую семенную продуктивность (ФСП) составляет число созревших полноценных бобов на соцветие в период полного созревания, но до того, как бобы начали опадать. Фактическая семенная продуктивность немного, а иногда – значительно, ниже потенциальной. Именно эту разницу Р. Е. Левина [4] считала надежным показателем «оптимальности семенного размножения популяции в конкретных условиях». Для решения поставленных задач оказалось не достаточным определить ПСП и ФСП на соцветие. Дополнительно введены относительные параметры. Удельная потенциальная семенная продуктивность (ПСПУ) определена числом семязачатков на 100 мм соцветия, удельная фактическая семенная продуктивность (ФСПУ) – числом бобов на 100 мм соцветия. Коэффициент семинификации (K_c) принят традиционно – как соотношение фактической и потенциальной семенной продуктивности, выраженное в процентах. Кроме того в одной популяции определено число соцветий на побег для пяти особей в отличающихся условиях освещенности и влажности почвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика репродуктивной способности в четырех исследованных популяций *A. fruticosa* по результатам подсчетов приведена в таблице 2. Существенных отличий значений изучаемых показателей между исследованными в один год популяциями, как и между различными местообитаниями в популяции 1 выявить не удалось. Достоверно более высокими среди прочих популяций оказались показатели длины метелки, ПСП, ПСПУ в популяции 3, исследования которой проводились лишь в 2012 г. Для этой же популяции отмечены достоверно более низкие значения показателей ФСП, ФСПУ, $K_{сем}$.

Соотношение длины соцветия с фактической семенной продуктивностью *A. fruticosa*. Коэффициент вариации индивидуальной изменчивости в популяции 1 в

**ЗНАЧЕНИЕ РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ В ПРОЦЕССЕ АНТРОПОГЕННОЙ
МИГРАЦИИ *AMORPHA FRUTICOSA* (FABACEAE)**

первом и втором годах наблюдений был высоким. Несмотря на это средние для популяции длина соцветия и фактическая семенная продуктивность в 2010 г. были ощутимо ниже тех же показателей в 2011 г. По результатам подсчетов длина главной оси метелки прямо не влияла на фактическую семенную продуктивность во всех популяциях *A. fruticosa*. Подсчитанный коэффициент парной корреляции для этих двух показателей (по всем пробам) оказался $r=-0,37$. Более высокий отрицательный коэффициент парной корреляции (статистическая значимость $p=0,02$) между длиной соцветия и удельной фактической семенной продуктивностью – $r=-0,74$. Наличие отрицательной статистической связи в данном случае свидетельствует, по нашему мнению, о закладывании в процессе развития растения чрезмерного (со значительным запасом) числа семязачатков. Очевидно, что число семязачатков на соцветие возрастает с увеличением длины соцветия. Об этом свидетельствует положительное значение коэффициента парной корреляции между длиной метелки и показателем потенциальной семенной продуктивности $r=0,46$. Обнаруженный факт, безусловно, заслуживает внимания и в целях объяснения требует дальнейших исследований. На данном этапе для его возможного объяснения выдвигаем две гипотезы.

Таблица 2

Показатели семенной продуктивности *Amorpha fruticosa* в изученных популяциях

№	Длина метелки		ПСП		ПСПУ		ФСП		ФСПУ		K _{сепм}	
	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*
1.1	83,3	±2,1	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	53,3	±3,7	62,1	±3,0	н.д.	н.д.
1.2	72,1	±2,2	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	80,4	±5,9	110,4	±2,9	н.д.	н.д.
1.3	66,3	±1,1	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	88,9	±4,6	135,1	±5,7	н.д.	н.д.
1.4	77,2	±5,0	135,9	±10,0	176,0	±7,1	88,6	±8,1	112,2	±6,4	65	±3
1.5	85,6	±5,1	172,2	±13,9	194,8	±8,3	85,5	±10,8	96,4	±8,6	50	±3
1.6	91,8	±5,5	168,9	±13,1	189,3	±8,6	80,2	±6,5	95,1	±5,6	53	±3
Ср.	79,4		159,0		186,7		79,5		101,9		56	
2.1	106,5	±5,1	70,4	±4,9	67,1	±3,8	102,3	±6,8	95,1	±3,93	72	±3
2.2	81,2	±4,7	166,1	±12,1	211,4	±25,8	90,4	±7,6	124,9	±25,6	58	±4
2.3	86,2	±7,8	145,2	±13,0	170,5	±16,2	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.	н.д.
Ср.	91,3		127,2		149,7		96,4		110,0		65	
3.1	131,5	±2,8	269,1	±4,6	206,3	±1,8	53,3	±1,6	41,2	±1,4	20	±1
4.1	95,2	±3,3	107,9	±5,9	126,3	±20,7	42,06	±3,65	48,41	±5,07	42	±3

Примечание к таблице: * – $p=0,05$.

Первая гипотеза объяснения обратной зависимости между длиной соцветия и семенной продуктивностью построена с использованием концепции энергетического баланса. Если допустить, что на одно соцветие в процессе развития плодов растение тратит фиксированное количество энергии (независимо от его размера), то очевидно, что при увеличении числа будущих плодов, потенциальное количество энергии из расчета на один развивающийся плод – уменьшается. Таким

образом, лишь часть семязачатков может получить необходимую энергию для превращения в семена, а завязей – в плоды.

Вторая гипотеза связана с наблюдениями консортивных взаимодействий между *A. fruticosa* и антофильными насекомыми. Они показали, что основным опылителем (8 из 10 посещений цветка) является медоносная пчела (*Apis mellifera* L.), одиночные пчелы и другие антофильные насекомые посещают соцветия антропофита значительно реже. Отсутствие хорошо развитых консортивных связей вполне естественно среди чужеродных видов, поскольку для возникновения таких необходимо значительное время. Поэтому предположение о недостаточном количестве насекомых-опылителей кажется вполне логичным. Недостаток опылителей приводит к тому, что лишь часть цветков оказывается опыленными. По нашим наблюдениям посещающие цветки *A. fruticosa* насекомые ориентируются не на отдельный цветок непосредственно, а на все соцветие. Одно насекомое в состоянии посетить (посещает по нашим наблюдениям) лишь определенное количество цветков в соцветии. В итоге, чем больше цветков в соцветии в целом, тем меньшая вероятность их посещения насекомым-антофилом. Результат – отрицательная зависимость между размером соцветия и числом опыленных цветков при единичном посещении антофилом, а, следовательно – фактической семенной продуктивностью.

Относительные показатели семенной продуктивности *A. fruticosa*. С целью количественной оценки стабильности развития обратимся к относительным показателям (табл. 2). Отечественными исследователями они, очевидно, не использовались. В мировой практике исследований фитоинвазий известен случай выявления своеобразной «экологической постоянной» американскими исследователями F. Forcella, N. Coldach, G. O. Regode [11]. Эти авторы на западе Миннесоты и востоке Южной Дакоты (США) в посевах различных сельскохозяйственных культур на протяжении двух лет изучали семенную продуктивность трех видов из рода *Setaria* Beauv.: *S. pumila* (Poir.) Roem. & Schult., *S. faberi* F. Hegmann и *S. viridis* (L.) P. Beauv. Все они имеют первичные ареалы в Старом Свете, теперь образовали плурирегиональные ареалы. Обнаружены отличия семенной продуктивности между видами, внутри вида и зависимость ее от генотипа, условий произрастания, фенофазы и пр. Она, к примеру, оказалась выше у всех видов в посевах кукурузы, чем в посевах сои. Раннеспелые метелки были длиннее позднеспелых и пр. Вместе с тем, было обнаружено нелинейную связь между фактической семенной продуктивностью соцветия и его длиной. Участки метелки длиной 100 мм независимо от года, сельскохозяйственной культуры, средств защиты посевов и других агротехнических приемов продуцировали жизнеспособные зерновки постоянно в количестве, присущем индивидуально каждому виду, а именно: *S. pumila* – 129, *S. faberi* – 323, *S. viridis* – 851 зерновок.

По относительным показателям репродуктивной продуктивности популяций *A. fruticosa* в Киеве «экологическая постоянная» не проявилась, однако относительные показатели (ПСПУ и ФСПУ) оказались менее вариабельными, чем их абсолютные эквиваленты. Особенно следует отметить низкую (5–20%) вариабельность показателя ПСПУ, что обеспечивается генетически

детерминированным числом завязывающихся цветков в соцветии. Дисперсионный анализ этого показателя между особями в пределах одной популяции выявил, что на долю внутригрупповой дисперсии приходится 69–98% (в зависимости от популяции). Остальной вклад в общую дисперсию вносит межгрупповая дисперсия, следовательно, показатель удельной потенциальной семенной продуктивности наиболее адекватно характеризует популяцию в целом и его целесообразно использовать как при сравнении отдельных популяций, так и при проведении популяционных исследований.

Семенная продуктивность *A. fruticosa* в разных условиях освещенности и влажности. В пределах одной локальной популяции 3 изучалась семенная продуктивность отдельных особей антропофита, находящихся в разных условиях освещенности и влажности почвы (табл. 3).

Таблица 3

Особенности условий произрастания отдельных особей в популяции 3

№	Характеристика местообитания	Число апикальных соцветий на особь	Число соцветий на побег*	Доля света от max I	Доля влажности от max H	I×H
1	Возвышение, затененное с запада <i>Q. robur</i> + <i>A. negundo</i>	31	41,9±12,6	0,95	0,29	0,28
2	Под пологом <i>Quercus robur</i>	24	26,9±24,0	0,21	0,51	0,11
3	Открытая поляна	31	55,5±11,8	1	0,28	0,28
4	Под пологом <i>Populus alba</i> , возле воды	14	6,5±3,1	0,18	1	0,18
5	Возвышение, затененное с востока <i>Populus alba</i>	20	31,2±10,7	0,26	0,95	0,25

Примечание к таблице: * – $p=0,05$.

Для удобства сравнения освещенность и влажность выражены не в абсолютных единицах, а в долях от максимального значения показателя, зафиксированного при одновременных наблюдениях. Подобное нормирование показателей позволяет не только более адекватно сопоставлять условия отдельных местообитаний, но и дает возможность количественно сравнить освещенность и влажность. С этой целью в последней колонке таблицы 3 наведены произведения соответствующих значений двух предыдущих колонок (I×H). Полученный подобным образом синтетический показатель дает дополнительную информацию о качестве местообитания, хотя и не учитывает констеляцию между освещенностью и влажностью почвы.

Анализ данных о среднем числе соцветий на один побег (сопоставление колонок 4–7 табл. 3) позволяет выдвинуть предположение, что освещенность для формирования соцветий *A. fruticosa* является более значимым фактором, нежели влажность почвы. В пользу данного предположения свидетельствует также

следующий факт. Кроме цветущих и плодоносящих особей *A. fruticosa* в изучаемой популяции, под пологом *Quercus rubra* L. отмечена куртина, с полным отсутствием генеративных побегов. Освещенность в этом местообитании составляла лишь 14% полного света. Еще одна куртина под пологом леса из *Q. robur*, *Carpinus betulus* L., с участием в первом ярусе *Tilia cordata* L., *Acer platanoides* L. отмечена нами в парке-памятнике садово-паркового искусства «Феофания» в Киеве. Освещенность здесь составляла 9 % полного света. В течение 2010–2012 гг. растения в куртине не цвели, имели слабый рост, а вегетативное воспроизводство было низким.

В популяции 3, как и во всех других, отобраны лишь апикальные соцветия, находившиеся на верхушке генеративного побега. Боковые соцветия учитывались при подсчете среднего числа соцветий на побег, однако для вычислений стандартных показателей семенной продуктивности они не изымались (табл. 4).

Таблица 4

Индивидуальная семенная продуктивность *Amorpha fruticosa* в популяции 3

№	Длина метелки		ПСП		ПСПУ		ФСП		ФСПУ		K _{сум}	
	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*	М	м*
1	160,4	±10,4	320,4	±19,4	201,8	±9,4	47,9	±11,9	29,4	±6,8	15	±4
2	117,4	±7,5	258,3	±17,5	220,4	±5,6	47	±9,9	40,6	±9,9	18	±4
3	129,5	±8,4	256,4	±21,8	198,5	±13,1	58,1	±14,4	45,5	±11,0	22	±4
4	117,6	±6,3	252,4	±13,6	215,5	±7,2	44,2	±9,4	37,5	±7,8	17	±4
5	132,7	±9,9	258,1	±18,1	195,3	±5,4	69,1	±9,5	52,9	±9,5	27	±4

Примечание к таблице: * – p=0,05.

Анализ данных таблицы 4 показал, что хотя и была выявлена четкая прямая зависимость между освещенностью и средним числом соцветий на отдельный побег (табл. 3), при формировании стандартных параметров семенной продуктивности в градиенте как освещенности, так и влажности она отсутствует. В целом популяция характеризуется высокими значениями показателей ПСП и низкими – ФСП. Очевидно все особи этой популяции, независимо от степени освещенности их местообитаний, попали в стрессовую ситуацию в период завязывания бобов. Она могла быть вызвана резким повышением суточных температур в июне 2012 г.

ВЫВОДЫ

Антропогенная миграция *A. fruticosa* в различных местообитаниях Киева и его окрестностей закончилась экспансией. Этому способствовали антропогенные и природные факторы. Антропогенное влияние выразилось в давнем преднамеренном ввозе этого североамериканского кустарника в Европу и введении его в культуру. В основе интродукции вида лежал принцип климатических аналогов, его местные популяции формировались в благоприятных условиях, что не требовало длительной акклиматизации. Абиотические хорологические агенты не отличались от таковых, привычных для растений в пределах первичного ареала вида. Важным природным

фактором являлась генетически детерминированная способность *A. fruticosa* к высокой потенциальной семенной продуктивности.

Сформировавшиеся местные популяции в различных условиях произрастания в Киеве сильно варьируют по уровню семенной продуктивности. Тот или иной конечный результат достигается, в основном, на двух этапах развития генеративных органов – формировании соцветий и цветков в них и образовании бобов. Потенциальная семенная продуктивность снижалась по градиенту ухудшения условий произрастания от популяции к популяции от 269 до 108 цветков на соцветие. Фактическая семенная продуктивность, кроме указанного градиента, очевидно, зависела от конкретных погодных условий в период завязывания плодов. Она составляла от 102 до 42 бобов на соцветие. Как результат, коэффициент семинификации изменялся от 72% до 20%.

Оказалось, общая длина метелки опосредствовано не определяет число формирующихся цветков на единицу длины главной оси соцветия. Однако установлена обратная зависимость между длиной главной оси соцветия и числом образующихся бобов на единицу длины главной оси соцветия (коэффициент корреляции $r = -0,74$). Высказывается предположение, что это явление связано с чрезмерным числом закладывающихся цветков в соцветии (со значительным запасом семязачатков) и не полностью сформированными консортивными связями антропофита с насекомыми-опылителями.

Важнейшим фактором для репродуктивного развития этого чужеродного вида в условиях Киева является освещенность, которая в местопроизрастаниях его локальных популяций составляет 18–100% полного света. Очевидно, для генеративного развития освещенность ниже 15% полного света критическая. В таких условиях освещенности отмечены клоны *A. fruticosa*, длительное время не дающие генеративных побегов.

Список литературы

1. Вернадский В. И. Живое вещество и биосфера / В. И. Вернадский. – М.: Наука, 1994. – 671 с.
2. Виноградова Ю. К. Черная книга флоры Средней России: Чужеродные виды растений в экосистемах Средней России / Ю. К. Виноградова, С. Р. Майоров, Л. В. Хорун – М.: ГЕОС, 2010. – 511 с.
3. Колесников А. И. Декоративная дендрология / А. И. Колесников. – М.: Лесн. пр-ть, 1974. – 704 с.
4. Левина Р. Е. Репродуктивная биология семенных растений / Р. Е. Левина. – М.: Наука, 1981. – 96 с.
5. Лыпа А. Л. Дендрологические богатства Украинской ССР и их использование / А. Л. Лыпа // Озеленение населенных мест. – К.: Изд-во Акад. архитектуры УССР, 1952. – С. 9–52.
6. Работнов Т. А. Методы изучения семенного размножения травянистых растений в сообществах / Т. А. Работнов // Полевая геоботан. – М. – Л.: Изд-во АН СССР. – 1960. – Т. 2. – С. 20–39.
7. Регель Э. Русская дендрология или перечисление и описание древесных пород и кустарниковых вьющихся растений, выносящих климат Средней России. Ч. 4 / Э. Регель – СПб.: Изд-ние К. Л. Риккли, 1890. – С. 225–364.
8. Соколов С. Я. Род 34. Аморфа – *Amorpha* L. / С. Я. Соколов, Н. В. Шипчинский // Деревья и кустарники СССР. – М.: Наука, 1962. – Т. 4. – С. 135–140.
9. Цабель Н. Е. Древесные и кустарниковые породы, разводимые в России, с указанием степени их выносливости / Н. Е. Цабель. – М.: Покровка, типограф. А. А. Карцева, 1884. – 79 с.
10. DAISIE [Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe] Handbook of Alien Species in Europe / Eds. by Pyšek P., Lambdon P. W., Arianoutsou M., Kühn I., Pino J., Winter M. Alien Vascular

- Plants of Europe.– Springer.– 2009.–XXXVIII.– 400 p. (Invading Nature–Springer. Ser. Invasion Ecol. – Vol. 3).
11. Forcella F. Estimating seed production of three *Setaria* species in row crops / F. Forcella, N. Coldach, G. O. Regode // Weed Sci. – 2000. – Vol. 48, N 4. – P. 436–444.
 12. Jakovlev G. P. Legumes of Northern Eurasia. Checklist / G. P. Jakovlev, A. K. Sytin, Yu. R. Roskov. – Kew: Published by Royal Botanic Gardens, 1996. – 724 p.

Бурда Р. І., Ігнатюк О. А. Значення репродуктивної спроможності у процесі антропогенної міграції *Amorpha fruticosa* (Fabaceae) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 198–208.

Репродуктивна здатність антропофіта *Amorpha fruticosa* L. розглянута як стратегічна адаптація. Протягом 2010–2012 рр. вивчено 1471 суцвіття, що відібрані на 50 особинах із чотирьох місцевих локальних популяцій в Києві. Потенційна насіннева продуктивність знижувалася за градієнтом погіршення умов зростання від популяції до популяції від 269 до 108 квіток на суцвіття. Фактична насіннева продуктивність, крім згаданого градієнта, очевидно, залежала від конкретних погодних умов у період зав'язування плодів. Вона коливалась від 102 до 42 бобів на суцвіття. Як результат, коефіцієнт насінневості змінювався від 72% до 20%. Встановлено зворотній зв'язок між довжиною головної осі суцвіття і питомою фактичною насінневою продуктивністю (коефіцієнт попарної кореляції $r = -0,74$). Висловлено припущення, що це явище пов'язане із закладанням надлишкової чисельності квіток у суцвітті та не повністю сформованими консортивними зв'язками антропофіта з комахами-запилювачами. Важливим чинником для репродуктивного розвитку цього чужорідного виду в умовах Києва виявилась освітленість, яка становила 18–100 % повного світла. Очевидно, для генеративного розвитку *A. fruticosa* освітленість нижче за 15% повного світла є критичною. За таких умов формуються клони, що тривало не дають генеративних пагонів.

Ключові слова: *Amorpha fruticosa*, репродуктивна спроможність, антропогенна міграція, інвазія, коефіцієнт насінневості, Україна.

Burda R. I., Ignatyuk O. A. The importance of the reproductive capacity of *Amorpha fruticosa* (Fabaceae) during anthropogenic migration // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 198–208.

The reproductive capacity of the *Amorpha fruticosa* L. was considered as a strategic adaptation. During the 2010–2012 years in four local populations 50 individuals were studied, 1471 inflorescences were selected. The potential seed productivity was decreased from population to population by a gradient of change for the worse habitat conditions from 269 to 108 flowers per inflorescence. The actual seed productivity, other than that gradient, was clearly dependent from the specific weather conditions during fruit set. It ranged from 102 to 42 pods per inflorescence. As a result seed index varied from 72% to 20%. An inverse relationship between the length of the main axis of the inflorescence and the specific actual seed productivity (correlation coefficient $r = -0,74$) was ascertained. It is suggested that this is due to an excessive number of flowers which lay in the inflorescence (with significant prior ovules) and not fully formed consorts connection *A. fruticosa* and insect-pollinators. The most important factor habitat for the reproductive development of this alien species in Kiev was luminance level, which was 18–100% of full light. The illumination below 15% of full light is defined as critical for generative development *A. fruticosa*, this case is formed clones which giving no generative shoots.

Key words: *Amorpha fruticosa*, reproductive capacity, anthropogenic migration, invasion, seed index, Ukraine.

УДК 574.587:574 (262.5)

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО ДОМИНИРОВАНИЯ НА ПРИМЕРЕ ТАКСОЦЕНА НЕМАТОД СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ

Иванова Е. А., Кошелева Т. Н.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
katy.iva@gmail.com*

При моделировании откликов сообществ гидробионтов на изменение факторов среды, а также для оценки долговременных изменений этих сообществ часто используются данные о структуре доминирования, полученные только в один из сезонов года без учета внутригодовых изменений видовой структуры таксоценоза. В работе рассматривается вопрос о корректности сравнения сообществ гидробионтов в связи с внутригодовыми колебаниями доминирующих видов. Проведен сравнительный анализ внутригодовых изменений преобладающих видов сообществ нематод в трех частях акватории города Севастополя с различным уровнем загрязнения и гидрологическими условиями (бухта Омега, бухта Южная и внешний рейд). Выполнен расчет и оценка показателей видового разнообразия и структуры доминирования (индексы Маргалефа, Симпсона и Пиелю), анализ разнообразия видовой структуры проводился с помощью кривых рангового распределения видов. Показана резкая смена показателей видового разнообразия и структуры доминирования в различные периоды года для сообществ бухт Омега и внешнего рейда, подверженных сильным изменениям условий существования из-за сезонных штормов. Выявлены значительные различия в видовом доминировании нематод между бухтой Южной, подверженной значительному антропогенному воздействию и остальными двумя акваториями с меньшим уровнем загрязнения.

Ключевые слова: структура видового доминирования, нематоды.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение видового доминирования как характеристики сообщества в различных экологических условиях является одним из важнейших этапов биоценологических исследований. Большинство современных классификаций сообществ опирается на структуру доминирования видов и меру их разнообразия [1, 2, 3, 6, 7, 8].

В гидробиологических исследованиях достаточно часто используются данные отборов проб в один из сезонов года и делаются выводы о доминировании тех или иных видов. Эти наблюдения затем используются для оценки многолетних изменений сообществ и состояния среды, а также для классификаций биотопов.

Авторы предполагают, что видовая структура может меняться в течение года и для сравнения сообществ (изучения долговременных изменений), вероятно, более целесообразно использовать усредненные данные за длительный период времени, чтобы сгладить краткосрочные проявления стресса в биоценозе из-за резкой смены условий обитания вследствие гидрологических (климатических) причин либо естественных популяционных циклов.

Вопрос о корректности сравнения сообществ гидробионтов в связи с внутригодовыми колебаниями в смене преобладающих видов является целью данной работы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Для анализа использованы результаты восьми мейобентосных сборов в период с июля 2009 по июль 2010 г., проводившихся одновременно в трех акваториях в окрестности Севастополя – бухте Омега (Круглая), бухте Севастопольская (Южная) и, для сравнения, на внешнем рейде (рис. 1). Глубина отбора проб составляла в б. Омега 8 м, в б. Южная – 11м и на внешнем рейде – 11–18м. Бухта Омега представляет собой акваторию с ограниченным водообменом, за исключением зимних сгонно-нагонных штормовых течений северного и северо-западного направления, не подвержена промышленному загрязнению, однако в теплый период года наблюдается образование гипоксических зон в донных осадках из-за интенсивного накопления органического вещества. Бухта Южная расположена в закрытой части разветвления Севастопольской бухты, из-за чего водообмен с открытым морем затруднен. Район внешнего рейда представляет собой участок открытого моря вдали от любых источников промышленного и бытового загрязнения с интенсивными вдольбереговыми течениями. Подробные методики отбора мейобентосных проб этих сборов и описание районов исследования даны в работе [4].

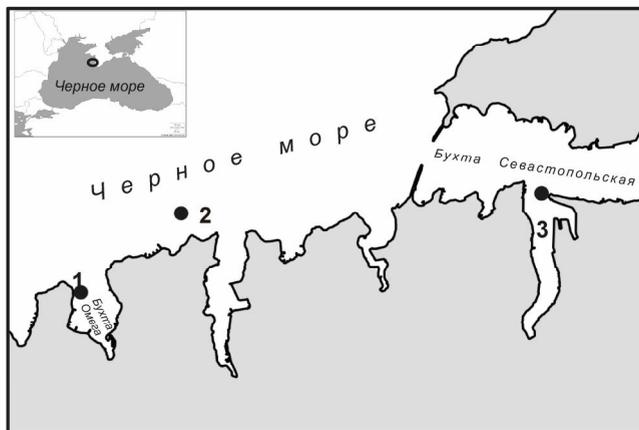


Рис. 1. Районы отбора проб: 1 – бухта Омега; 2 – внешний рейд; 3 – бухта Севастопольская (Южная)

Видовое разнообразие определялось индексом Маргалефа (d). В качестве меры видового доминирования использовался индекс Симпсона (C). Структура доминирования определялась индексом выравненности Пилоу (J) [10]. Доминантные виды определялись по шкале Любарского [5]. Достоверность

**СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО ДОМИНИРОВАНИЯ
НА ПРИМЕРЕ ТАКСОЦЕНА НЕМАТОД СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ**

различий параметров видového доминирования таксоцена нематод между бухтами подтверждена однофакторным дисперсионным анализом. Анализ разнообразия видовой структуры проводился с помощью кривых рангового распределения видов [10].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнение видовой структуры таксоцена нематод в различных бухтах. В сообществах нематод бухты Омега отмечено 92 вида, в Южной бухте – 108, на внешнем рейде Севастополя – 63 вида. Во всех трех районах в течение года смена доминирующих и субдоминирующих видов, так же как и самой структуры видového распределения происходила неодинаково.

Средние значения индексов доминирования и разнообразия для трех акваторий достоверно различаются ($p < 0,05$). Показатели обилия видов (S – общее число видов) и выравненности сильно варьируют в течение года, отражая структурное разнообразие сообществ. В нашем исследовании индекс выравненности (J) и видовое разнообразие (d) уменьшаются в сообществах с сильной степенью доминирования (C) (табл. 1), что является показателем усиления экологического стресса для популяций.

Таблица 1

Показатели доминирования и видовой структуры таксоцена нематод

Месяц и год	Показатель разнообразия											
	S	d	J	C	S	d	J	C	S	d	J	C
	бухта Омега				бухта Южная				Внешний рейд			
Июль 2009	21	4,19	0,65	0,23	28	5,54	0,89	0,06	14	3,18	0,75	0,19
Сентябрь 2009	32	6,51	0,86	0,06	38	7,63	0,81	0,08	30	6,00	0,79	0,11
Октябрь 2009	7	1,25	0,28	0,77	28	5,32	0,75	0,17	23	5,42	0,84	0,10
Декабрь 2009	8	1,52	0,41	0,57	29	5,99	0,86	0,08	н/д	н/д	н/д	н/д
Январь 2010	31	6,45	0,83	0,10	29	6,41	0,90	0,05	13	2,77	0,79	0,17
Март 2010	9	1,83	0,57	0,44	24	5,69	0,88	0,07	7	1,94	0,68	0,36
Май 2010	30	6,58	0,88	0,06	н/д	н/д	н/д	н/д	16	3,59	0,78	0,17
Июль 2010	20	4,17	0,76	0,14	23	4,91	0,78	0,16	21	5,11	0,91	0,06
Среднегодовое значение	20	4,06	0,66	0,30	28	5,93	0,84	0,10	18	4,00	0,79	0,16

Примечание к таблице: н/д – нет данных; S – общее число видов, J – индекс выравненности Пиелу, d – индекс видového разнообразия Маргалефа, C – степень доминирования (индекс Симпсона).

Описанные структурные изменения нематодных комплексов выявляются и анализом ранговых кривых (рис. 2). Особенно резкие вариации были отмечены в бухте Омега в октябре и декабре 2009 и марте 2010 г.

В Южной бухте картина доминирования совершенно иная. В течение года характер доминирования не менялся, во все исследованные периоды в сообществе присутствовал только один субдоминант, представленный, однако, различными видами (табл. 2).

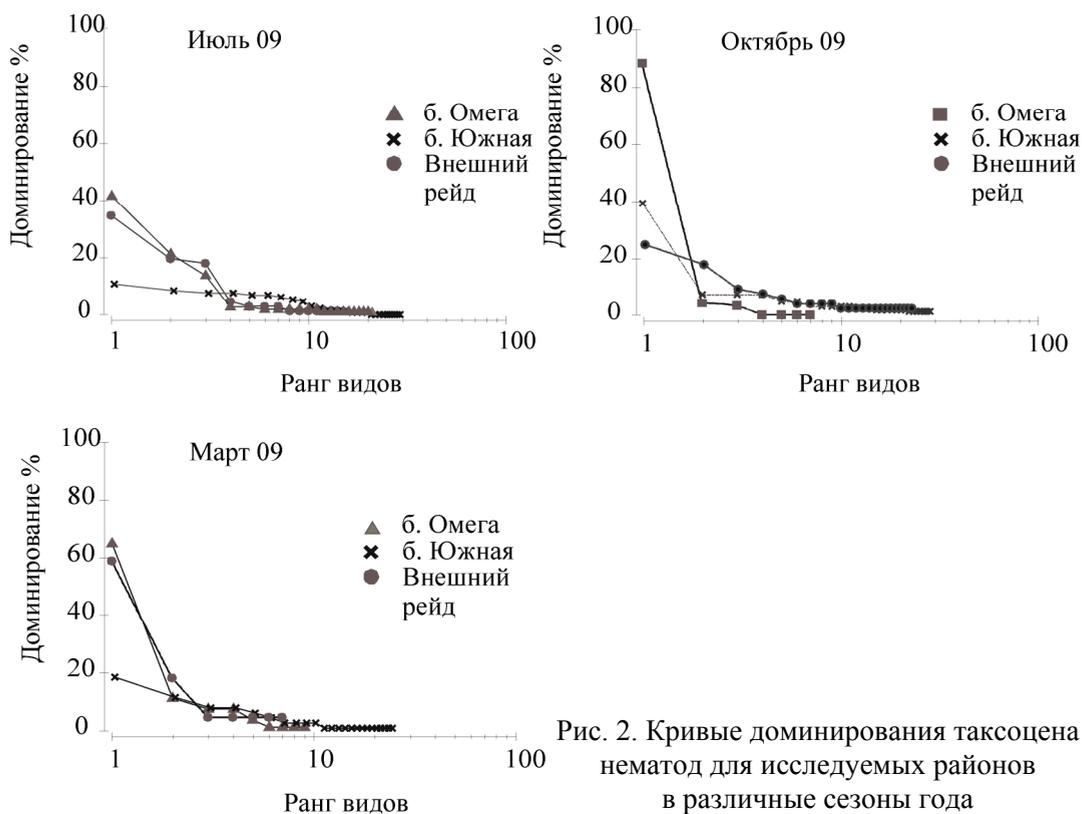


Рис. 2. Кривые доминирования таксоценоза нематод для исследуемых районов в различные сезоны года

Таблица 2
Степень доминирования видов нематод в Севастопольских бухтах и на внешнем рейде в течение года

Виды нематод	Июль 2009	Сентябрь 2009	Октябрь 2009	Декабрь 2009
бухта Омега				
<i>Metoncholaimus demani</i> (Zuz Strassen, 1894)	■			
<i>Sabatieria pulchra</i> (G. Schneider, 1906)			■	■
<i>Spirinia parasitifera</i> (Bastian, 1865)		■		
<i>Paramonhystera elliptica</i> Filipjev, 1918				
<i>Cylindrotheristus maeoticus</i> (Filipjev, 1922)				
<i>Metoncholaimus demani</i> (Zuz Strassen, 1894)				
<i>Sabatieria pulchra</i> (G. Schneider, 1906)		■	■	■
<i>Spirinia parasitifera</i> (Bastian, 1865)				
<i>Paramonhystera elliptica</i> Filipjev, 1918	■			
<i>Cylindrotheristus maeoticus</i> (Filipjev, 1922)				■

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО ДОМИНИРОВАНИЯ
НА ПРИМЕРЕ ТАКСОЦЕНА НЕМАТОД СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ

Окончание таблицы 1

Виды нематод	Июль 2009	Сентябрь 2009	Октябрь 2009	Декабрь 2009
Южная бухта				
<i>Terschellingia</i> cf. <i>longicaudata</i> De Man, 1907		■		
<i>Metalinhomoeus</i> cf. <i>biformis</i> Juario, 1974		■		
<i>Sabatieria pulchra</i> (G. Schneider, 1906)			█	
<i>Parodontophora quadristicha</i> (Stekhoven, 1950)				■
<i>Paralinhomoeus tenuicaudatus</i> (Bütschli, 1874)				
<i>Terschellingia</i> cf. <i>longicaudata</i> De Man, 1907			н/д	
<i>Metalinhomoeus</i> cf. <i>biformis</i> Juario, 1974			н/д	
<i>Sabatieria pulchra</i> (G. Schneider, 1906)			н/д	
<i>Parodontophora quadristicha</i> (Stekhoven, 1950)			н/д	■
<i>Paralinhomoeus tenuicaudatus</i> (Bütschli, 1874)		■	н/д	
Внешний рейд				
<i>Neochromadora</i> cf. <i>poecilomoides</i> (Filipjev, 1918)	■		■	н/д
<i>Theristus</i> sp. 3a	■	■	■	н/д
<i>Desmodora pontica</i> Filipjev, 1922	■			н/д
<i>Pontonema zernovi</i> (Filipjev, 1916)				н/д
<i>Axonolaimus setosus</i> Filipjev, 1918				н/д
<i>Ptycholaimellus ponticus</i> (Filipjev, 1922)				н/д
<i>Chromadorita</i> sp. 2				н/д
<i>Neochromadora</i> cf. <i>poecilomoides</i> (Filipjev, 1918)				
<i>Theristus</i> sp. 3a				
<i>Desmodora pontica</i> Filipjev, 1922				
<i>Pontonema zernovi</i> (Filipjev, 1916)	■			
<i>Axonolaimus setosus</i> Filipjev, 1918	■		■	
<i>Ptycholaimellus ponticus</i> (Filipjev, 1922)		█	█	
<i>Chromadorita</i> sp. 2		■		

Примечание к таблице: н/д – нет данных; степень доминирования: █ – абсолютный доминант, █ – доминант, ■ – субдоминант [5]; * – сообщество представлено только второстепенными видами (по шкале Любарского [5]).

Для внешнего рейда наблюдается схожая ситуация с Южной бухтой. Только в марте отмечено доминирование вида *Ptycholaimellus ponticus*. В июле 2010 г. сообщество нематод состояло лишь из второстепенных видов, согласно шкале Любарского [5] (табл. 2). Ранговые кривые видов очень сходны в различные сезоны, но в марте заметно увеличение обилия одного вида.

Кривые доминирования для бухты Омега в октябре, декабре и марте 2010 г. регистрируют существенное падение числа видов и очевидное доминирование вида *Sabatieria pulchra*, в литературе описываемый как устойчивый к загрязнению,

экологическим стрессам, в т. ч. изменению кислородного режима [9]. В Южной бухте форма кривых ранговых распределений видов сглаженная и для разных сезонов практически совпадает, что говорит о неизменности характера доминирования. В июле 2009 и январе 2010 г. таксоцены имеют выровненную видовую структуру и представлены большим количеством второстепенных видов.

Относительные кривые рангового распределения видов для бухты Омега позволяют предположить, что в октябре, декабре и марте структура доминирования описывалась моделью геометрических классов с резко выраженным доминированием одного вида, тогда как в остальные периоды можно предположить ее соответствие логнормальной модели. Форма усредненных среднегодовых показателей доминирования и разнообразия больше соответствует логнормальной модели. Кумулятивные кривые доминирования показывают еще более резкую разницу между внутрисезонными и среднегодовыми кривыми.

Внутригодовые и среднегодовые изменения структуры доминирования таксоцены нематод. Исходя из характера доминирования, в бухте Омега межгодовые различия наиболее сильны (рис. 3). Высокая степень доминирования в различные периоды года свидетельствует о периодическом ухудшении качества среды, возможно, о резкой смене условий существования мейобентоса.

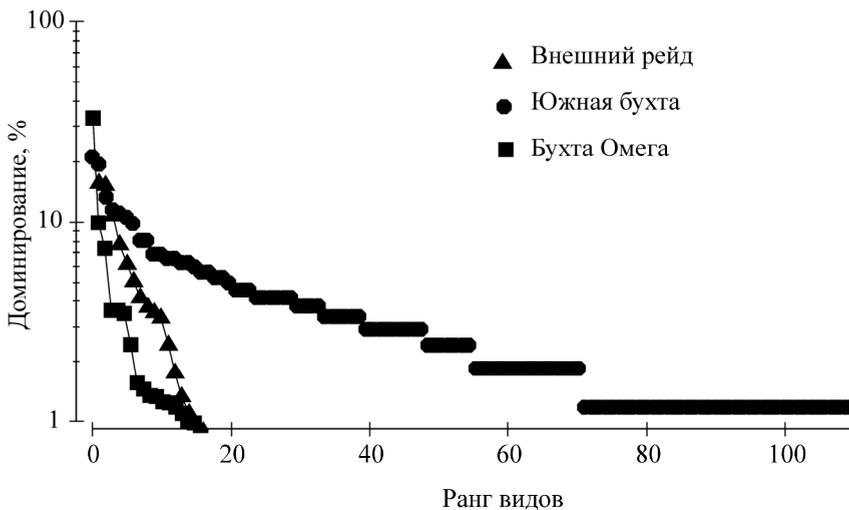


Рис. 3. Кривые ранговых распределений видов нематод для трех акваторий Севастополя (среднегодовые)

На внешнем рейде структура доминирования видов может описываться логнормальной моделью. Кривые относительного распределения близки по форме, но в марте отмечается сильная крутизна склона кривой, что соответствует моменту доминирования *Ptycholaimellus ponticus*. Кумулятивные кривые отражают заметную разницу в структуре доминирования — в сентябре, октябре и июле 2010 г. сообщества были более разнообразными, тогда как в марте 2010 г. кривая показывает низкую степень разнообразия.

В Южной бухте кривые относительного обилия очень сходны как внутри сезонов, так и для среднегодовых значений и отражают низкую степень доминирования, однако среднегодовая кумулятивная кривая более сглажена. Относительная кривая рангового обилия предположительно соответствует логнормальной модели распределения.

ВЫВОДЫ

Структура и степень видového доминирования сообществ нематод в трех исследованных районах достоверно отличается. Наиболее устойчивые сообщества характерны для Южной бухты, тогда как нематодное население бухты Омега проявляет признаки стрессовости.

Существенные отличия в структуре видového доминирования и разнообразия между среднегодовыми и внутригодовыми показателями таксоцено выявлены в бухте Омега, в меньшей степени на внешнем рейде Севастопольской бухты. В Южной бухте в течение года различий в характере доминирования таксоцено нематод практически не наблюдается.

В бухте Омега в октябре, декабре и марте абсолютным доминантом является вид *Sabatieria pulchra*, приуроченный к загрязненным осадкам, быстро развивающийся в стрессовых сообществах. Его массовое развитие в холодный период года может указывать на то, что нематодные сообщества нарушены под периодическими воздействиями штормов и сгонно-нагонных явлений, а в теплый летний период – из-за образования гипоксических зон в донных осадках вследствие скопления органического вещества.

Доминирование вида *Sabatieria pulchra* в Южной бухте наблюдается только в октябре 2009 г. Несмотря на то, что бухта подвергается сильному загрязнению, высокая степень видového разнообразия и отсутствие явного доминирования одного вида большую часть года является признаком устойчивого сообщества. Это может быть объяснено тем, что в практически полностью изолированной от открытого моря Южной бухте формируется адаптированная к постоянному загрязнению нематодная фауна.

Видовая структура нематодных сообществ внешнего рейда характеризуется отсутствием видов – доминантов большую часть года и только в марте-мае 2010 г. преобладает вид *Ptycholaimellus ponticus*.

Список литературы

1. Александров Д.А. О структуре бентоса на мелководьях Белого моря в связи с проблемами его картирования / Д.А. Александров // Проблемы охраны природы в бассейне Белого моря. – Мурманск: Кн. изд-во, 1984. – С. 98–106.
2. Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах / А.И. Баканов // ИБВВ АН СССР, 1987. – 63 с.
3. Воробьев В.П. Бентос Азовского моря / В.П. Воробьев // Тр. АзЧерНИРО. – 1949. – Вып. 13. – 236 с.
4. Заика В. Е. Сезонные изменения мейобентоса с анализом влияния донной гипоксии/ В. Е. Заика, Е.А. Иванова, Н. Г. Сергеева // Морск. экол. журн. – 2011. – Т. 10, № 2. – С. 29–36.

5. Любарский Е.Л. Принципы и методы исследования морфоструктуры ценопопуляций // Структура ценопопуляций / Е.Л. Любарский – Казань: КГУ, 1975. – С. 3–16.
6. Миркин Б.М. Критерии доминантов и детерминантов при классификации фитоценозов / Б.М. Миркин // Ботан. журн. – 1968. – Т. 53, № 6. – С. 767–778.
7. Чернов Ю.И. О некоторых индексах, используемых при анализе структуры животного населения суши / Ю.И. Чернов // Зоол. журн. – 1971. – Т. 50, вып. 7. – С. 1079–1093.
8. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 281 с.; Кн. 2. – 337 с.
9. Heip, C. The ecology of marine nematodes / C. Heip, M. Vincx, G. Vranken // Oceanography and Marine Biology Annual Review – 1985. – Vol. 23. – P. 399–489.
10. Clarke, K. R. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E / K. R. Clarke, R. M. Warwick. – Plymouth, 2001. – 138 p.

Иванова К. О., Кошелева Т. М. Порівняльний аналіз змін структури видового домінування на прикладі таксоцено нематод Севастопольських бухт // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 209–216.

При моделюванні відгуків співгрупувань гідробіонтів на зміну факторів середовища, а також для оцінки довгострокових змін цих співгрупувань найчастіше використовуються дані про структуру домінування, отримані тільки в один із сезонів року без урахування внутрішньорічних змін видової структури таксоценоу. В роботі розглядається питання про коректність порівняння співгрупувань гідробіонтів у зв'язку з внутрішньорічними коливаннями домінуючих видів. Проведено порівняльний аналіз внутрішньорічних змін домінуючих видів співгрупувань нематод в трьох частинах акваторії міста Севастополя з різним рівнем забруднення та гідрологічними умовами (б. Омега, б. Южна і зовнішній рейд). Виконано розрахунок і оцінка показників видового різноманіття та структури домінування (індекси Маргалефа, Сімпсона і Пієлоу), аналіз різноманітності видової структури проводиться за допомогою кривих рангового розподілу видів. Показана різка зміна показників видового різноманіття та структури домінування в різні періоди року для спільнот бухт Омега та зовнішнього рейду, схильних до значних змін умов існування через сезонні шторми. Виявлено значні відмінності у видовому домінуванні нематод між бухтою Южною, яка знаходиться під значним антропогенним впливом, та іншими двома акваторіями з меншим рівнем забруднення.

Ключові слова: структура видового домінування, нематоди.

Ivanova K. O., Kosheleva T. N. Comparative analysis of structure of species dominance of marine Nematoda assemblages (Sevastopol Bays) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 209–216.

Data of species composition and dominance structure is basic information for modeling responds of benthos community on environmental changes, also to using for long-term observations and monitoring. It has often been considered the single data set that obtained in one season and seasonal structural changes has not been takes into account. The aim of this work is validation of assemblages' comparison in relation to seasonal changes of species dominance structure. An analysis of within-year variability of the dominance structure on example of Nematoda assemblages at three Sevastopol Bay' area was performed. Assessment of species diversity was carried out by diversity indices (Margalef', Simpson'' and Pielou'), analysis of community dominance structure assumed by dominance curves method. In Omega Bay and in the area of outer road of Sevastopol Bay, where environmental condition has changed significantly due to seasonal storming, the strong differences between diversity measures was shown within-year. Also the big variations of species dominance structure were found between Yuzhnaya Bay under intense pollution load and two other study sites with lower anthropogenic press.

Key words: species dominance structure, free-living marine Nematoda.

УДК 502.75+574.3

ХАРАКТЕРИСТИКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ЦЕНОПОПУЛЯЦИИ *GYMNADENIA CONOPSEA* НА ДОЛГОРУКОВСКОЙ ЯЙЛЕ (КРЫМ)

Вахрушева Л. П., Патлис М. В.

*Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, Симферополь,
vakh1@inbox.ru, michael1503@mail.ru*

В статье анализируются морфологические признаки, являющиеся типичными для разных возрастных состояний *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Вг., а также приводятся данные о численности и пространственном размещении данного вида в природных фитоценозах. Естественные ценопопуляции *G. conopsea* на Долгоруковской яйле формируют нормальный демографический спектр и достигают высокой численности в изученном фитоценозе. Данный вид должен быть рекомендован для сохранения во всех природных сообществах Горного Крыма.

Ключевые слова: ценопопуляция, демографическая структура, численность.

ВВЕДЕНИЕ

Современная цивилизация рассматривает сохранение биоразнообразия в качестве главной основы, обеспечивающей устойчивое развитие не только природы, но и общества [10]. Поэтому концептуальный подход к решению проблемы биоразнообразия должен базироваться на приоритетности учета экосистемной функции биоразнообразия [5]. Виды сем. Orchidaceae являются, как правило, малообильными компонентами фитоценозов умеренной зоны и поэтому занимают в сообществах нишу пациентов. Однако сложность биологического развития орхидных и участие, как минимум, трех групп организмов в осуществлении жизненного цикла орхидей, указывает на их, несомненно, важную, интегрирующую роль, обеспечивающую специфическое функционирование экосистем, в составе которых произрастают представители данного семейства. *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Вг. в Горном Крыму встречается в лесных, луговых, лугово-степных фитоценозах и в составе прибрежноводных сообществ горных водоемов. Природоохранный статус вида оценивается от «редкого» [1] до «уязвимого» со сложной биологией развития [8]. В Европейском Красном списке (2011) статус вида характеризуется как наименее волнующий с точки зрения его исчезновения: *G. conopsea* широко распространен и обилен в некоторых областях Европы, но подчеркивается, что состояние его популяций мало изучено. Этот последний тезис и определил необходимость постановки исследований для изучения данного вида с точки зрения современного состояния его ценопопуляций (в первую очередь возрастной структуры) и определения условий сохранения *G. conopsea* в естественных условиях произрастания.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследование фитоценоза, в составе которого произрастает *G. conopsea*, проводилось общепринятыми геоботаническими методами [13]. Изучение возрастного состава и дифференциация возрастных состояний по методике Т.А. Работнова [4].

Фитоценотическая приуроченность данного вида в Червоний книге Украины [12] для крымских яйл не указывается. Из отмеченных синтаксонов флористической классификации [12] ближе всего к крымским сообществам, в составе которых данный вид встречается, кл. Festuco-Brometea и Molinio-Arrhenatheretea. Следуя доминантному принципу, фитоценоз, в котором нами изучалась ценопопуляция *G. conopsea*, принадлежит к ассоциации Filipenduleto-Betonico-Trifolietum alchemilleosum формации Filipenduleta vulgaris. Для Европы отмечается в качестве типичного произрастания данного вида ассоциация Gymnadenii-Nardetum [14].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Численность ценопопуляции Кокушника комарникового в пределах изученного фитоценоза составляет 279 особей. Из них генеративных – 147, вегетативных – 132. На пробной площади было выделено 3 ценопопуляционных локуса повышенной плотности и единичные растения вокруг них. За пределами пробной площади, под деревьями, осталась часть ценопопуляции, насчитывающая 40 генеративных растений. Таким образом, общая численность популяции составила 319 особей. Определение возрастного состояния растений и возрастного спектра ценопопуляции проводилось в соответствии с общепринятыми рекомендациями [3, 4, 6, 9, 11]. Критерии для разделения особей прегенеративного возраста были использованы из предыдущих работ [7]. В прегенеративном периоде находятся 132 особи *G. conopsea*: ювенильных (*j*), 1-листных – 14 особей; иматурных (*im*), 2-3-листных – 89 особей, из них 2-листных – 30; 3-листных – 59 растений; виргинильных (*v*), 4-листных, редко 5-6-листных – 34 особи, из которых 4-листных – 32 особи, одна 5-лиственная и одна 6-лиственная.

Пяти- и шестилистовые особи появляются в ценопопуляции как элемент поливариантности развития, когда складываются неблагоприятные условия для перехода в следующее возрастное состояние. Иногда их присутствие показывает факт «отдыха» генеративных растений после обильного цветения в предыдущий год. По разработанным критериям М. В. Патлисом выполнены оригинальные рисунки растений различных возрастных состояний (рис. 1, 2).

В наших исследованиях была проведена дифференциация генеративного возрастного состояния *G. conopsea* на группы особей – молодые, зрелые, стареющие. Для этой цели использовались следующие диагностические признаки: количество листьев, количество цветков в соцветии, длина соцветия, высота цветоноса (табл. 1). Всего было выявлено 147 генеративных особей: молодые (g_1), 5-листные – 34 особи; зрелые (g_2), 6-листные – 69 особей; старые (g_3), 7-10-листные – всего 44, из них 41 – 7-листных, две – 8-листных и одна особь 10-лиственная.

Таблица 1

Морфометрические параметры особей *Gymnadenia conopsea*
различных возрастных состояний

Признак	Возрастные состояния						
	j	im ₁	im ₂	v	g ₁	g ₂	g ₃
Число листьев	1	2	3	4	5	6	7
Длина листа, см	14,1±1,5	-	-	-	-	-	-
Ширина листа, см	0,85±0,2	-	-	-	-	-	-
Число жилок на 3 листе	-	7,1±2	10,4±2,5	13,2±1,3	-	-	-
Число цветков	-	-	-	-	49,6±2,4	64,5±2,2	70,4±2,5
Длина соцветия	-	-	-	-	12,85±2,1	16,7±1,7	17,8±1,8
Высота цветоноса	-	-	-	-	44,65±1,5	55±2,6	55±2,2

Примечания к таблице: а) указаны средние±стандартная ошибка средней; б) «-» – подсчет признака не производился.

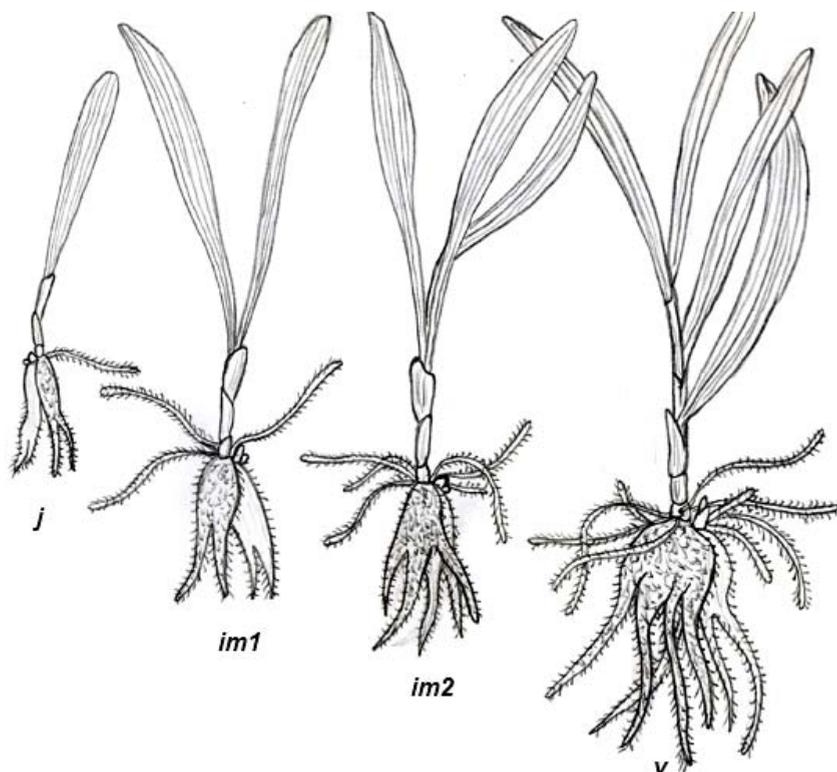


Рис. 1. Возрастные состояния *Gymnadenia conopsea* (прегенеративный период)

j – ювенильная стадия, 1-лиственная; im_{1,2} – имматурная стадия (2 и 3-лиственная); v – виргинильная стадия (4-лиственная). Рис. выполнен М. В. Патлисом по критериям И. В. Татаренко (1996).

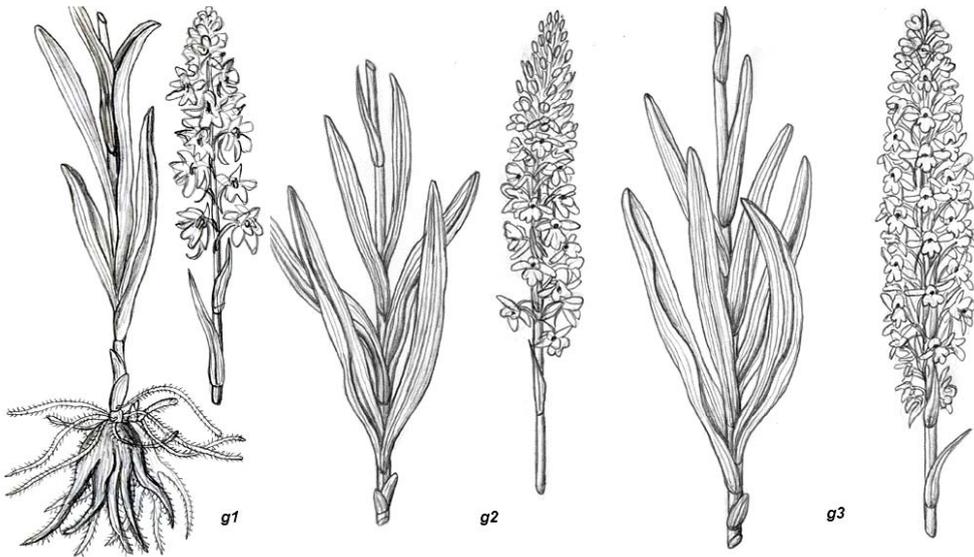


Рис. 2. Возрастные состояния *Gymnadenia conopsea* (генеративный период)

g_1 – молодая генеративная стадия (5-листовая); g_2 – зрелая стадия (6-листовая); g_3 – стареющая стадия (7-листовая). Рис. выполнен М. В. Патлисом.

В данной ценопопуляции особи прегенеративного и генеративного возрастных состояний имеют достаточное развитие, стадии постгенеративного периода (субсенильных и сенильных возрастных состояний) обнаружены не были. Подсчет особей для составления возрастного спектра показал, что наиболее многочисленны особи имматурного возрастного состояния (59 шт.) и особи генеративного зрелого 6-листового возрастного состояния (69 шт.). Особи субсенильных и сенильных возрастных состояний в составе ценопопуляции отсутствуют, поэтому при составлении возрастного спектра за стареющую часть ценопопуляции были приняты особи возрастного состояния g_3 . В итоге, по доле (в процентах) четверть особей ценопопуляции оказалась представленной генеративными зрелыми растениями g_2 (24,7%), на втором месте – имматурные 3-листовые особи im_2 (21,1%), третье место заняли генеративные стареющие растения g_3 (15,7%). Доля особей оставшихся возрастных состояний в сумме составила 38,5% (рис. 3).

По общей теории организации возрастного спектра у орхидных, если в ценопопуляции прегенеративные и генеративные особи находятся в соотношении 1:1, то это рассматривается как базовый возрастной спектр (стабильный). По И. В. Татаренко [7] наблюдается та же картина, полученная для возрастных спектров в разных географических зонах и такое соотношение особей соответствует изученной ценопопуляции *G. conopsea* в условиях минимального антропогенного воздействия. Следовательно, данную ценопопуляцию можно оценить как нормальную, имеющую достаточный резерв молодых растений для дальнейшего существования, поскольку диапазон возрастных состояний представлен



Рис. 3. Соотношение особей различных возрастных состояний в ценопопуляции *Gymnadenia conopsea* (% от общего числа)

необходимыми для поддержания численности и нормального возобновления группами особей, относящихся друг к другу практически в соотношении 1:1 (генеративных – 52,2%; вегетативных – 48,9%) [4].

ВЫВОДЫ

1. У орхидеи *Gymnadenia conopsea* выявлены морфологические признаки (количество листьев, количество цветков в соцветии, длина соцветия, высота цветоноса), дифференцирующие генеративные особи на 3 подгруппы: молодые, зрелые и стареющие.

2. В возрастном спектре ценопопуляции *G. conopsea* преобладают генеративные зрелые растения g_2 (24,7%), на втором месте – имматурные im_2 (21,1%), третье место занимают генеративные стареющие растения g_3 (15,7%). Остальные возрастные состояния составляют 38,5%.

3. Ценопопуляция *G. conopsea* нормального типа, хотя и имеет неполновозрастной состав – отсутствуют постгенеративные возрастные стадии. Но большое количество имматурных и зрелых генеративных особей в близком к 1:1 соотношении обеспечивает нормальные условия поддержания численности и возобновления популяции.

4. В пространственном размещении особей *G. conopsea* в данном фитоценозе отмечается неравномерность распределения (4 класс встречаемости) и наличие трех ценопопуляционных локусов.

Список литературы

1. Голубев В. Н. Биологическая флора Крыма / В. Н. Голубев. – Ялта, 1996. – 85 с.
2. Динамика ценопопуляций растений. – Москва: Наука, 1985. – 205 с.
3. Заугольнова Л. Б. Ценопопуляции растений (очерки популяционной биологии) / Л. Б. Заугольнова, А. А. Жукова, А. С. Комарова. – М.: Наука, 1988. – 184 с.

4. Работнов Т. А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах / Т. А. Работнов // Тр. Ботан. Института им. В. А. Комарова. – Москва: АН СССР, 1950. – Сер. 3. – Вып. 6. – С. 7–204.
5. Ситник К. М. Стійкий розвиток суспільства і біологічна різноманітність / К. М. Ситник // Укр. Ботан. Журн. – 1997. – 54, №4. – С.317–323.
6. Смирнова О. В. Динамика ценопопуляций растений / О. В. Смирнова, И. М. Ермакова, Л. Е. Гатцук. – М.: Наука, 1985. – 207 с.
7. Татаренко И. В. Орхидные России: жизненные формы, биология, вопросы охраны / И. В. Татаренко. – М.: Аргус, 1996. – 96 с.
8. Тимченко І. А. Билинець довгорогий *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br. / І. А. Тимченко, І. І. Чорней // Червона Книга України. Рослинний світ. – Київ: Глобалконсалтинг, 2009. – С. 183.
9. Уранов А. А. Ценопопуляции растений (развитие и взаимоотношения) / А. А. Уранов, А. Г. Богданова, Н. М. Григорьева. – М.: Наука, 1975. – 136 с.
10. Устименко П. М. Рарітетний фітоценофонд України / П. М. Устименко, Ю. Р. Шеляг-Сосонко, Л. П. Вакаренко. – Київ: Фітосоціоцентр, 2007. – 268 с.
11. Ценопопуляции растений: развитие и взаимоотношения. – Москва: Наука, 1977. – 133 с.
12. Червона Книга України. Рослинний світ. – Київ: Наукова думка, 1996. – 603 с
13. Шенников А. П. Введение в геоботанику / А. П. Шенников. – Ленинград: ЛГУ, 1964. – 447 с.
14. Orchids of Russia and adjacent countries / M. G. Vakhrameeva, I. V. Tatarenko, T. I. Varlygina, G. K. Torosyan, M. N. Zagulskii // A.R.G. Ganter Verlag K.G., 2008. – 690 p.

Вахрушева Л. П., Патліс М. В. Характеристика сучасного стану ценопопуляції *Gymnadenia conopsea* на Довгоруківській яйлі (Крим) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 217–222.

У статті критично аналізуються морфологічні ознаки, які є типовими для різних вікових станів *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br., а також чисельність та просторове розташування цього виду в природних фітоценозах. Природні ценопопуляції *G. conopsea* на Долгоруківській яйлі мають нормальний демографічний спектр і високу чисельність у складі фітоценозів. Оцей вид може бути рекомендований до збереження в усіх природних фітоценозах Гірничого Криму.

Ключові слова: ценопопуляція, демографічна структура, чисельність.

Vakhrusheva L. P., Patlis M. V. The character the present state of coenopopulation *Gymnadenia conopsea* on Dolgorukovskaja jaila (Crimea) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 217–222.

Data about morphological criterias of age samples *Gymnadenia conopsea* (L.) R. Br., number in natural phytocoenosis and spatial location are discussed in this article. Natural coenopopulations of *G. conopsea* on Dolgorukovskaja jaila have normal demographic spectrum and high number in natural communities. This species was recommended for conservation in all natural phytocoenosis of Crimean mountains.

Key words: coenopopulation, demographic structure, number.

УДК 630.182.58 (1-925.17)

МОРФОСТРУКТУРА ВТОРИЧНЫХ ШИРОКОЛИСТВЕННЫХ ЛЕСОВ ЮЖНОГО ПРИМОРЬЯ КАК ОТРАЖЕНИЕ ВОССТАНОВИТЕЛЬНОЙ СУКЦЕССИИ

Брижатая А. А., Москалюк Т. А.

Ботанический сад-институт ДВО РАН, Владивосток, Россия, al-lus@mail.ru, tat.moskaluk@mail.ru

В статье рассматривается фитоценотическая структура одного из наиболее распространенных вторичных типов леса – дубово-широколиственного разнокустарникового разнотравного, произрастающего на лесной территории Ботанического сада-института ДВО РАН и вступившего в заключительную фазу восстановительной сукцессии.

Ключевые слова: сукцессия, парцелла, жизненная форма, широколиственные леса, Приморье.

ВВЕДЕНИЕ

В ценотической структуре растительного покрова объективно отражаются все особенности и закономерности развития сообществ, и характеристики ее основных ценоэлементов следует использовать для анализа и мониторинга состояния любых экосистем. Ценотическая структура вторичных широколиственных лесов, составляющих основную часть современного лесного покрова Приморского края, изучена еще очень слабо. Эти леса представляют одну из стадий восстановительной сукцессии уникальных реликтовых кедрово-чернопихтово-широколиственных лесов, известных под названием «уссурийская тайга» и характеризующихся пониженной устойчивостью к антропогенным факторам. Изучение ценотической структуры этих лесов имеет прямое отношение к сохранению биологического разнообразия данной формации.

В статье рассматривается ценотическая структура и выявлены жизненные формы растений, выполненные в одном из наиболее распространенных в Южной части Приморского края вторичных типов леса на территории Ботанического сада ДВО РАН (пригород Владивостока) – дубово-широколиственном разнокустарниковом разнотравном.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Леса Ботанического сада ДВО РАН типичны для южной части Приморского края. В пригородной зоне самого большого города края – Владивостока, они испытывают постоянное высокое антропогенное воздействие в виде рекреационной нагрузки, что составляет реальную угрозу для сохранения их видового и ценотического разнообразия.

Исследованный тип леса занимает среднюю часть низкогорного покатого склона северной экспозиции с выходом на водораздел и имеет большое сходство с влажными широколиственными лесами зоны хвойно-широколиственных лесов

Приморья. В 40-х годах прошлого столетия древостой пройден выборочными рубками, а затем пожарами. В настоящее время он вступил в заключительную фазу сукцессии – в нем идет активная смена главных лесообразующих пород-эдификаторов (рис. 1) – березы белой (*Betula platyphylla* Sukacz.) на пихту цельнолистную (*Abies holophylla* Maxim.) и кедр корейский (*Pinus koraiensis* Siebold et Zucc.).

Исследования проводились на постоянной пробной площади размером 50×50 м. Таксационно-лесоводственное и геоботаническое описания выполнялись по методам, общепринятым в лесной фитоценологии [5]. На пробной площади сделан сплошной пересчет древостоя и подроста, детально описаны все ценопопуляции. Ценолитическая структура изучалась в соответствии с теоретическими разработками Н. В. Дылиса [3]. На планы в масштабе 1:100 наносились кроны деревьев, подростка и контуры группировок травяного яруса. Основным элементом фитоценолитической структуры выбрана парцелла. Парцеллы выделялись на основе попарного наложения картосхем и сравнительного анализа характеристик всех компонентов (ярусов) фитоценоза друг с другом и с условиями обитания. Описание жизненных форм растений выполнено по сводке [1], учитывающей количество плодоношений, ритмы сезонного развития, продолжительность жизни, высоту растений, структуру надземных и подземных органов, и другие признаки.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В фитоценозе дубово-широколиственного разнокустарникового разнотравного леса произрастают 60 видов сосудистых растений, в том числе 13 видов деревьев (табл. 1), 14 видов кустарников и 33 вида травянистых растений. Главными факторами формирования парцеллярной структуры исследованного типа леса являются ценолитические, в частности высокие эдификаторные функции древостоя, определяющие общую однородность среды под пологом леса, разреженность травяного яруса и, как следствие, не слишком значительные различия большинства парцелл между собой.

На основании анализа лесоводственно-геоботанических показателей и экологических условий в структуре исследованного фитоценоза выделены 8 горизонтальных ценоэлементов-парцелл (рис. 2). Во всех парцеллах фонообразующими являются одни и те же микрогруппировки травяного яруса: разнотравно-редкопокровная и разнотравно-осоковая.

Сильные различия характерны для парцелл, которые в наибольшей степени отражают смену главных видов-лесообразователей. Это парцеллы дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая (рис. 3, А), в которой идет активное возобновление *Abies holophylla* – одной из главных коренных пород хвойно-широколиственной формации Приморья, и редкостойная с грабом кленово-чубушниковая осоково-разнотравная – «валежная», где отмечен процесс интенсивного отпада пионерной породы – *Betula platyphylla* (рис. 3, Б). Участки парцеллы с пихтой цельнолистной располагаются по периферии «валежной» парцеллы.

Таблица 1

Краткая таксационная характеристика древостоев

Виды	N, шт./га		D _{ср} , см		H _{ср} , м		M, м ³ /га		Полнота
	расту-щие	сухо-стой	расту-щие	сухо-стой	расту-щие	сухо-стой	расту-щие	сухо-стой	расту-щие
<i>Abies holophylla</i>	220	12	16,9	6	12,3	5,5	56,0	3,2	0,2
<i>Acer mono</i> , <i>A. pseudo-sieboldianum</i>	172	0	11,2	0	12	0	8,5	0	0,1
<i>Betula davurica</i>	12	0	45,6	0	21,6	0	15,0	0	0,1
<i>Betula platyphylla</i>	20	8	35,2	36,1	20,0	20,9	18,0	9,0	0,1
<i>Carpinus cordata</i>	512	0	10,1	0	9,8	0	20,1	0	0,4
<i>Cerasus maximowiczii</i>	8	0	10,8	0	12	0	<1	0	<0,1
<i>Kalopanax septemlobum</i>	8	0	53,7	0	19,1	0	14,8	0	<0,1
<i>Pinus koraiensis</i>	24	0	8,8	0	12	0	1,0	0	<0,1
<i>Quercus mongolica</i>	152	0	31,8	0	16,8	0	95,6	0	0,4
<i>Tilia amurensis</i> , <i>T. mandshurica</i>	52	0	30,7	0	22	0	31,2	0	0,2
<i>Ulmus japonica</i>	8	0	38,2	0	21,8	0	8,0	0	<0,1
Итого	1188	20	-	-	-	-	268,2	12,3	1,5

В соответствии с классификацией Н. В. Дылиса [4], 3 из 8 выделенных парцелл по роли в общем сложении и материально-энергетическом обмене относятся к основным (дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая, грабовая элеутерококковая разнотравная редкопокровная и дубово-грабовая спирейно-кленовая разнотравная редкопокровная) – на долю которых в совокупности приходится почти 50% площади фитоценоза. Остальные парцеллы дополняющие.

По типу происхождения все парцеллы производные. По типу восстановления почти все они относятся к демутационным, лишь «валежная» парцелла отнесена к дигрессивным. Самой ярко выраженной демутационной парцеллой является дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая. За счет разрастания пихты цельнолистной площадь этой парцеллы в будущем будет увеличиваться, и она быстрее остальных парцелл станет коренной.

В исследованном типе леса хорошо развит подлесок – средняя сомкнутость кустарников 0,5–0,6. По видовому составу он образует 6 типов выделов, из них 4 типа – фонообразующие (разнокустарниковый (29% площади фитоценоза); леспедецево-спирейный (26%); кленово-чубушниковый (18%) и спирейно-кленовый (14%)); небольшими участками располагаются чистые элеутерококковый (5%), чубушниковый (2,6%) и трескуновый (1,9%) выделы. Самая высокая сомкнутость – 1,0, присуща леспедецево-спирейному и спирейно-кленовому выделам, приуроченным к участкам с покатою поверхностью в непосредственной близости к водоразделу. Разрастание светолюбивых и нетребовательных к влажности почв *Lespedeza bicolor* Turcz. и *Spiraea media* Fr. Schmidt подчеркивает продолжающееся влияние на фитоценоз антропогенного фактора (рекреация, пожары слабой интенсивности).

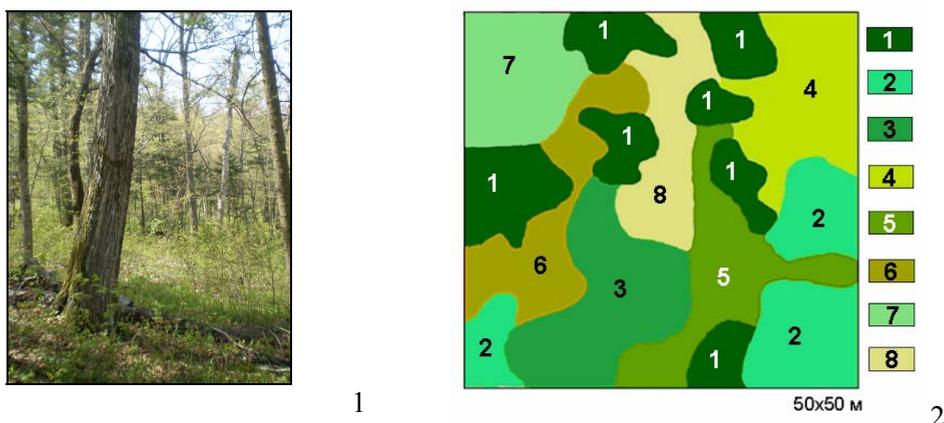


Рис. 1–2. Фрагмент исследованного фитоценоза и парцеллярная структура дубово-широколиственного разнокустарничкового разнотравного типа леса

Парцеллы: 1 – дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая (19,9% от площади фитоценоза), 2 – грабовая элеутерококковая разнотравная редкопокровная (15,4%), 3 – дубово-грабовая спирейно-кленовая разнотравная редкопокровная (13,6%), 4 – черноперегородково-широколиственная разнокустарничковая разнотравно-осоковая (11,4%), 5 – широколиственная разнокустарничковая разнотравная редкопокровная (11,3%), 6 – грабово-дубовая леспедецево-спирейная разнотравная редкопокровная (10,2%), 7 – липовая леспедецево-спирейная разнотравная (9,8%), 8 – редкостойная с *Carpinus cordata* кленово-чубушниковая осоково-разнотравная, или «валежная» (8,5%).



Рис. 3. Парцеллы дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая (А) и редкостойная с грабом кленово-чубушниковая осоково-разнотравная (Б)

Травяной ярус образован неморальным разнотравьем (*Cardamine leucantha* (Tausch) Schulz, *Plagiorhegma dubia* Maxim., *Thalictrum filamentosum* Maxim., *Phryma asiatica* (Hara) Probat., *Campanula punctata* Lam., *Sanicula rubriflora* Fr. Schmidt ex Maxim., и др.) и осоками (*Carex lanceolata* Boott, *C. campylorhina* V. Krecz., *C. siderosticta* Hance и *C. ussuriensis* Kom.). Число выделенных микрогруппировок –

17. Фонообразующими микрогруппировками почти во всех парцеллах являются разнотравно-редкопокровная и разнотравно-осоковые с доминированием *Carex lanceolata* или *C. campylorhina*. Благоприятные почвенные условия обуславливают высокое видовое богатство (33 вида) и разнообразие жизненных форм (19) трав, а высокая сомкнутости древостоя и подлеска – разреженность и однородность распределения их по площади. На большей части фитоценоза проективное покрытие травяного яруса не превышает 30–40%; в дигрессивной «валежной» парцелле, в связи с вывалом березы, оно увеличивается до 70%.

Состав жизненных форм растений характерен для лесов хвойно-широколиственной формации [2]: деревья представлены – 4, кустарники – 4, травы – 19 жизненными формами. По количеству жизненных форм первое место занимает парцелла дубово-широколиственная с *Abies holophylla* разнотравно-осоковая – в ней насчитывается 22 жизненные формы (в травяном ярусе – 16). Наименьшее число жизненных форм отмечено в парцелле, наиболее сходной с парцеллами коренных лесов – грабовой элеутерококковой разнотравно-редкопокровной – 15 жизненных форм (в травяном ярусе – 9); только в ней отмечены жизненные формы многолетнего летнезеленого травянистого тонко-длинно-короткорневищно-кистекарпика с розеточным прямостоячим побегом (*Carex ussuriensis*) и многолетнего летнезеленого травянистого тонко-длинно-корневищного поликарпика с полурозеточным прямостоячим побегом (*Anemonoides extremiorientalis* (Starodub.) Starodub.).

Самыми распространенными жизненными формами травянистых растений являются типичные для коренных хвойно-широколиственных лесов:

- по типу строения подземных органов – тонко-длинно-корневищный тип ЖФ;
- по типу строения надземных органов – симподиально нарастающий поликарпик с полурозеточным прямостоячим побегом;
- по ритму сезонного развития – летнезеленые виды;
- по числу генераций в течение жизни особи – поликарпики.

ВЫВОДЫ

1. Производный дубово-широколиственный разнокустарниковый разнотравный лес на территории Ботанического сада-института ДВО РАН типичен для южной части Приморского края. В нем выявлено 13 видов деревьев, 14 видов кустарников и 33 вида травянистых растений. Деревья представлены – 4, кустарники – 4, травы – 19 жизненными формами.

2. Исследованный фитоценоз вступил в заключительную фазу сукцессии – в нем идет активная смена главных лесообразующих пород – *Betula platyphylla* на *Abies holophylla* и *Pinus koraiensis*. Из 8 горизонтальных ценоэлементов-парцелл 7 – демулационные, 1 – дигрессивная.

3. Демулационные парцеллы неоднозначны. Одни из них более сходны с парцеллами коренных лесов – в них отмечено возобновление хвойных пород (1 парцелла) или сформировался густой разнокустарниковый подлесок (3), другие явно производные (3) – с подлеском из светолюбивых и толерантных к сухости почв *Spiraea media* и *Lespedeza bicolor*.

4. Мониторинг парцеллярной структуры на постоянной пробной площади позволит проследить в дальнейшем динамику трансформации фитоценоза и выявить закономерности восстановления в условиях высокой рекреационной нагрузки одного из основных типов леса хвойно-широколиственной формации Приморского края.

5. Пробная площадь может быть использована как демонстрационный объект БСИ ДВО РАН для населения.

Список литературы

1. Безделев А. Б. Жизненные формы семенных растений российского Дальнего Востока / А. Б. Безделев, Т. А. Безделева– Владивосток: Дальнаука, 2006. – 296 с.
2. Безделева Т. А. Жизненные формы и парцеллярная структура вторичных широколиственных лесов Южного Приморья / Т. А. Безделева, Т. А. Москалюк // Биоморфологические исследования в современной ботанике: матер. междунар. конф.: 2–5 октября 2007. – Владивосток, 2007. – С. 39–50.
3. Дылис Н. В. Структура лесного биогеоценоза / Н. В. Дылис. – М.: Наука, 1969. – 55 с.
4. Дылис Н. В. Структурно-функциональная организация биогеоценологических систем и ее изучение / Н. В. Дылис // Программа и методика биогеоценологических исследований. – М.: Наука, 1974. – С. 14–23.
5. Уткин А. И. Изучение лесных биогеоценозов / А. И. Уткин // Программа и методика биогеоценологических исследований. – М.: Наука, 1974. – С. 281–317.

Брижата А. О., Москалюк Т. О. Морфоструктура дубово-ряснолистных лісів південного Примор'я як відображення поновлюваної сукцесії // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 223–228.

Розглянуто фітоценотична структура одного з найбільш поширених вторинних типів лісу – дубово-ряснолистя різнокущовий різнотравний, який росте на лісовій території Ботанічного саду-інституту ДСВ РАН та вступив у заключну фазу поновлюваної сукцесії. Виявлено високу інформативність отриманих результатів для наземного моніторингу лісного покриву в умовах постійного рекреаційного навантаження.

Ключові слова: сукцесія, парцела, життєва форма, ряснолисті ліси, Примор'є.

Brydzataya A. A., Moskalyuk T. A. Morfostructure of the oak-broadleaf forests in southern Primory as reflection at the reconstruction succession // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 223–228.

Phytocoenotic structure of one of the most common forest types is discussed. Officially, the studied phytocoenosis belongs to territory of the Botanical Garden-Institute (near Vladivostok city). It includes oak and broad-leaved forest-forming species, it is entered in the final phase of succession. The high importance of the results for the forest cover monitoring under conditions of constant recreational load was revealed.

Key words: succession, parcell, life form, broadleaf forests, Primorskii region.

УДК 546.4:591.148:593.8

ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА СВЕЧЕНИЕ *BEROE OVATA* (STENOPHORA: BEROIDA)

Машукова О. В., Токарев Ю. Н.

*Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь,
olgamashukova@yandex.ru, y.tokarev@gmail.com*

Показана изменчивость амплитудно-временных характеристик биолюминесценции гребневика *Beroe ovata* Mayer, 1912 в зависимости от токсичности тяжелого металла, его концентрации и длительности воздействия. Интенсивность свечения гребневиков во всех экспериментальных группах снижается с увеличением времени экспозиции и пропорционально концентрации действующего тяжелого металла. Только при концентрациях в 0,1 ПДК в ряде случаев наблюдается повышение интенсивности свечения, однако, уже через сутки амплитуда в данной группе организмов практически не отличается от контрольной. Установлено, что по силе токсического воздействия на биолюминесценцию гребневиков *B. ovata*, исследуемые металлы можно расположить $Zn < Cu < Hg < Pb$. Ингибирование свечения гребневиков зарегистрировано при действии свинца при всех исследованных концентрациях. Выявленная в результате экспериментов высокая чувствительность биолюминесценции гребневиков к воздействию тяжелых металлов позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов этого вида токсикантов.

Ключевые слова: амплитуда и длительность светоизлучения, *Beroe ovata*, тяжелые металлы, Черное море.

ВВЕДЕНИЕ

Экологическое состояние любой акватории зависит от совокупности антропогенных и природных факторов. Основными экологическими проблемами, которые возникли в Черном море еще в конце XX ст., являются эвтрофикация шельфовых зон, загрязнение морской среды токсическими веществами, и, как следствие, деградация прибрежных гидробиоценозов [4, 7, 8].

Большинство загрязняющих веществ, попадая в морскую воду, создают ситуации локального либо регионального загрязнения, чем нарушают нормальный ход биологических процессов. Токсические соединения активно воздействуют на метаболизм и репродукцию планктонных организмов – представителей начальных трофических звеньев в море [16, 25]. Достаточно хорошо исследованы процессы биоаккумуляции тяжелых металлов у организмов различной таксономической принадлежности, поведенческие реакции гидробионтов на присутствие в среде ионов тяжелых металлов [3, 5, 12, 17].

Согласно современным представлениям, основанным на многолетних экспериментальных и натуральных исследованиях, потенциально токсичными для морской среды являются около двадцати металлов. В список наиболее опасных и поэтому приоритетных для изучения входят такие тяжелые металлы, как кадмий, свинец, ртуть, медь и цинк [3, 21].

Биолюминесцентная система планктонтов, как один из фермент-субстратных модулей в комплексе внутренних биофизических циклов организма, испытывает определенные сдвиги при контакте с токсикантами [28]. В ряде случаев показаны нарушения функциональных характеристик организмов, подавление или смещение фазового периода циркадных ритмов биолюминесценции и ее характеристик под воздействием некоторых химических и физических агентов [27, 29].

В силу выше изложенного одной из задач нашей работы явилось исследование воздействия тяжелых металлов на изменение характеристик биолюминесценции гребневику *Beroe ovata* Mayer, 1912 – важного звена в планктонном сообществе Черного моря. Подобных исследований с ктенофорами до сих пор не проводилось.

Эта задача решалась с использованием солей тяжелых металлов: CuSO_4 , ZnCl_2 , PbCl_2 и HgCl_2 , воздействие которых подвергает риску дестабилизации ряд локальных акваторий Черного моря [7, 18]. ПДК, установленные для исследуемых элементов, по порядку величин близки к среднему содержанию в морских водах [8, 20]. В соответствии с известными рекомендациями, нами исследовано 3 уровня содержания данных металлов: 0,1 ПДК, ПДК и 10 ПДК [19].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Экспериментальные исследования проводили в отделе биофизической экологии ИнБЮМ НАН Украины в сентябре-октябре 2009–2010 гг. Гребневику собирали в слое 0-50 м прибрежной зоны г. Севастополя с удалением от берега до 2-х миль. Для опытов отбирали одноразмерных (35 – 40 мм) особей.

Свежевыловленные особи помещали в емкости с профильтрованной (диаметр пор мембранных фильтров 35 мкм) морской водой объемом 3 – 5 л при температуре $21 \pm 2^\circ\text{C}$ и адаптировали к условиям опыта. Гребневику разделяли на 4 группы: 1) особи, содержащиеся при концентрациях тяжелых металлов (ТМ) в 10 раз меньше ПДК [19]; 2) особи, содержащиеся при ПДК ТМ; 3) особи, содержащиеся при концентрациях ТМ, в 10 раз превышающих ПДК, и 4) контроль – свежевыловленные гребневику, содержащиеся в чистой морской воде. Для исследований были взяты только неповрежденные особи без содержимого в гастровакулярной полости. Экспозиция гребневику контрольной и экспериментальных групп (40 экз. в каждой экспериментальной группе) составляла 1, 3 и 24 ч.

Биолюминесцентные сигналы ктенофор регистрировались сразу после экспозиции при помощи лабораторного комплекса «Свет» [22]. Параллельно проводились измерения сигналов у организмов из контрольной группы. Определение характеристик биолюминесценции гребневику проводили в дневное время при полной темноте. Организмы каждой группы гребневику подвергали механической и химической стимуляции. Для получения наглядной картины, адекватной природным стимулам, в опыте использовали механическую стимуляцию гребневику [2, 22], которая сводилась к созданию потока воды в сосуде с биолюминесцентом с помощью насосного электромеханического устройства. Возникающие при перемещении воды изменения гидрофизических характеристик

приводят к деформации клеточной мембраны гребневика, которая, в свою очередь, индуцирует возникновение потенциала действия, и как следствие, светоизлучения. *In situ* биолюминесцентную вспышку запускает именно механический стимул – сдвиговое напряжение жидкости, причем при переходе тока жидкости от ламинарного к турбулентному свечение резко возрастает по интенсивности.

Для получения информации о приближенном к максимальному биолюминесцентном потенциале ктенофор в эксперименте использовали метод химической стимуляции. В качестве химического реагента был апробирован 96% этиловый спирт в концентрации 10%, вводимый при помощи шприца в кювету.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Воздействие меди на изменение характеристик светоизлучения *Beroe ovata*.

Параметры биолюминесцентных сигналов свежельовленных гребневиков *B. ovata* существенно изменяются при воздействии на них ионов меди. Так, значения амплитуды светоизлучения ктенофор значительно варьировали в зависимости от концентрации и продолжительности экспозиции в растворе с данным металлом (рис. 1).

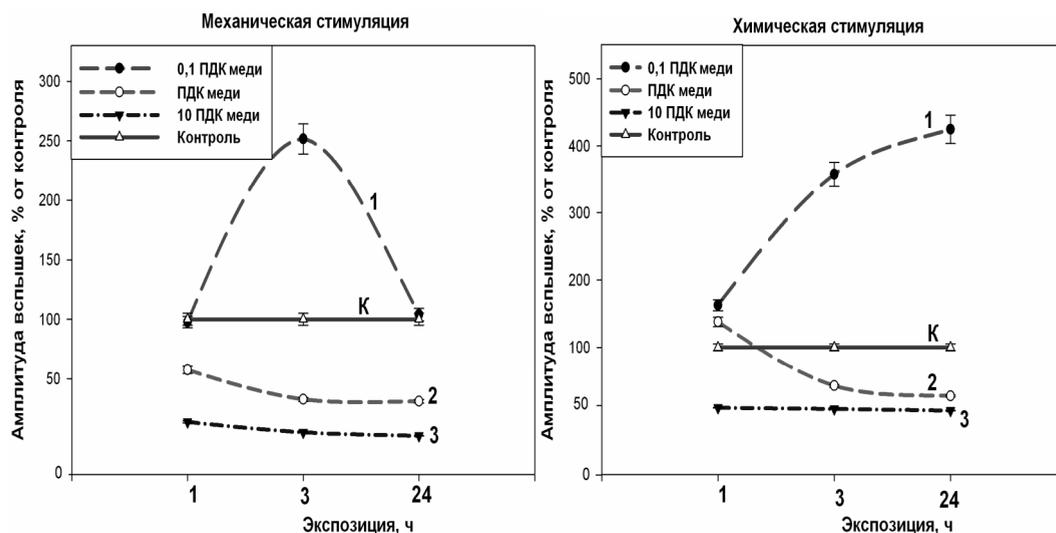


Рис. 1. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов меди в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Уже при концентрациях меди, равных ПДК, энергетические параметры свечения в первые часы снижались в 2 раза, при механической стимуляции составляя не более 50% от контроля. Через 3 ч экспозиции при данной концентрации металла интенсивность свечения гребневиков снижалась в 3 раза ($p < 0,05$) по сравнению с контролем, и через сутки достигала минимальных

значений, которые были в 3 раза ниже таковых в контрольной группе (рис. 1). При малых концентрациях меди интенсивность светоизлучения организмов при механической стимуляции в первые часы приближается к контролю, составляя 97,69%, однако через 3 ч амплитуда сигнала нарастает, достигая максимума и составляя 251,6%. Через сутки экспозиции показатели интенсивности снижаются, практически не отличаясь от контроля. При химической стимуляции амплитуда сигналов при концентрации меди 0,1 ПДК в первый час экспозиции составляет 162,61% от контроля, через 24 ч она максимальна – до 424,74%, что в 4 раза выше значений в контроле.

При высоких концентрациях меди (10 ПДК) амплитуда светоизлучения гребневикулов в первые часы составляет при механической стимуляции только 2,25%, а при химической – 7,74% от контроля. Вместе с тем, с увеличением времени экспозиции в растворе с высокой концентрацией меди амплитуда светоизлучения особой практически не изменяется, оставаясь значительно ниже контроля: при механической стимуляции – 13,86%, при химической – 9,5% от контроля ($p < 0,05$).

Аналогичная ситуация наблюдается с влиянием ионов меди на длительность светоизлучения ктенофор (рис. 2).

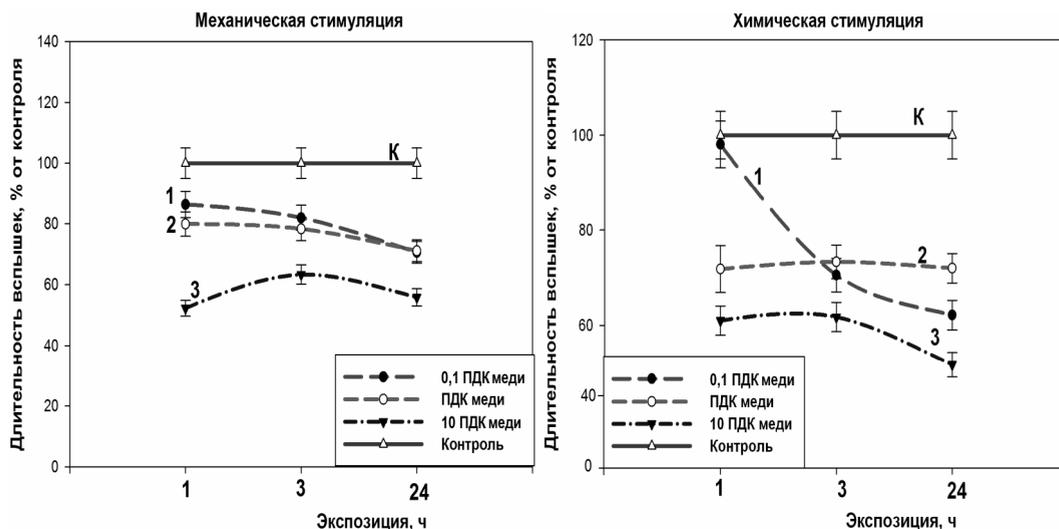


Рис. 2. Длительность светоизлучения гребневикулов *Beroe ovata* при воздействии ионов меди в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Так, наиболее продолжительные сигналы гребневикулов в первые часы экспозиции наблюдаются при минимальных концентрациях меди, оставаясь несколько ниже, чем в контроле, – при механической стимуляции – 86,28% от контроля, при химической – 98,07% от контроля.

Самые непродолжительные сигналы регистрировались у особей, содержащихся при 10 ПДК меди. Максимальные значения амплитуды светоизлучения *B. ovata* при

0,1 ПДК меди свидетельствуют о стимулирующем воздействии данной концентрации этого токсиканта на процессы жизнедеятельности гребневиков [14]. Однако при увеличении концентрации реагента интенсивность и энергия светоизлучения гребневиков снижаются.

Подобное действие соединений меди на показатели жизнедеятельности других гидробионтов и планктонные сообщества в целом отмечено в ряде публикаций [3, 5, 10]. К примеру, показано, что при минимальных добавках меди ($5 \text{ мкг} \times \text{л}^{-1}$) в фитопланктонном сообществе наблюдается увеличение первичной продукции по биомассе, а при максимальных ($50 \text{ мкг} \times \text{л}^{-1}$) – резкое снижение общей продукционной способности фитопланктона [17]. У различных живых организмов (членистоногих, червей, простейших, бактерий и т.д.) отмечалось подавление ферментативной активности в присутствии тяжелых металлов [14, 20, 26]. При этом токсические эффекты тяжелых металлов проявляются при непосредственном контакте гидробионтов даже с небольшими концентрациями соединений [29].

У морского моллюска *Littorina littorea* выявлено действие меди не только на его периферические рецепторные осфрадиальные органы, но и на связанную с ними кардиосистему. При этом малые и кратковременные концентрации ТМ увеличивали частоту сердечных сокращений (ЧСС) моллюска, а высокие, особенно при длительном воздействии, снижали, тем самым, активизируя нервные и биохимические процессы для детоксикации вредного вещества [10].

Известно также, что поступление во внешнюю среду ионов меди и ртути, приводит к дегенеративным изменениям в мембранах, ответственных за энергетические процессы в организме [14]. Это отрицательно сказывается на физиологическом состоянии организмов и сопровождается изменением амплитуды светоизлучения гребневиков.

Воздействие цинка на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Результаты воздействия хлорида цинка на биолюминесценцию *B. ovata* при разных видах стимуляции приведены на рис. 3.

Так, интенсивность светоизлучения гребневиков, содержащихся в эксперименте при минимальной концентрации (0,1 ПДК) цинка, в первые часы экспозиции практически не отличалась от контроля, достигая $(757,40 \pm 37,87) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$ – при механической стимуляции и $(502,13 \pm 24,10) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$ – при химической.

Интенсивность свечения особей, содержащихся при ПДК цинка, в первые часы практически не отличается от контроля, особенно при механической стимуляции, однако с увеличением времени экспозиции интенсивность свечения снижается, оставаясь, при этом, в 2 раза выше значений амплитуды в контроле ($p < 0,05$). Увеличение концентрации цинка до $0,5 \text{ мг} \times \text{л}^{-1}$ приводит к снижению показателей свечения гребневиков в 2 раза по сравнению с контролем ($p < 0,05$). Такая закономерность отмечается на всем протяжении экспозиции, что приводит при суточной экспозиции к минимальным значениям интенсивности свечения гребневиков данной экспериментальной группы – $(9,22 \pm 0,43) \times 10^8$ квант $\times \text{с}^{-1} \times \text{см}^{-2}$.

Длительность вспышек (рис. 4) так же, как и в экспериментах с медью, испытывает существенные отклонения от контроля, однако в целом с увеличением времени экспозиции во всех экспериментальных группах она снижается. При этом

наиболее продолжительные сигналы регистрировались при низких концентрациях цинка, составляя в первые часы $2,63 \pm 0,12$ с при химической и $2,28 \pm 0,11$ с при механической стимуляции.

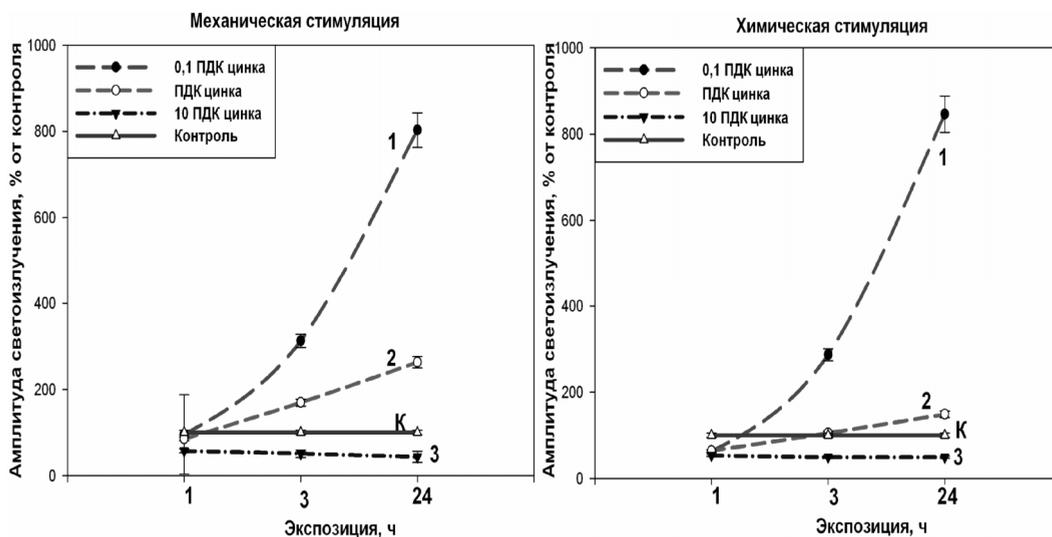


Рис. 3. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов цинка в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

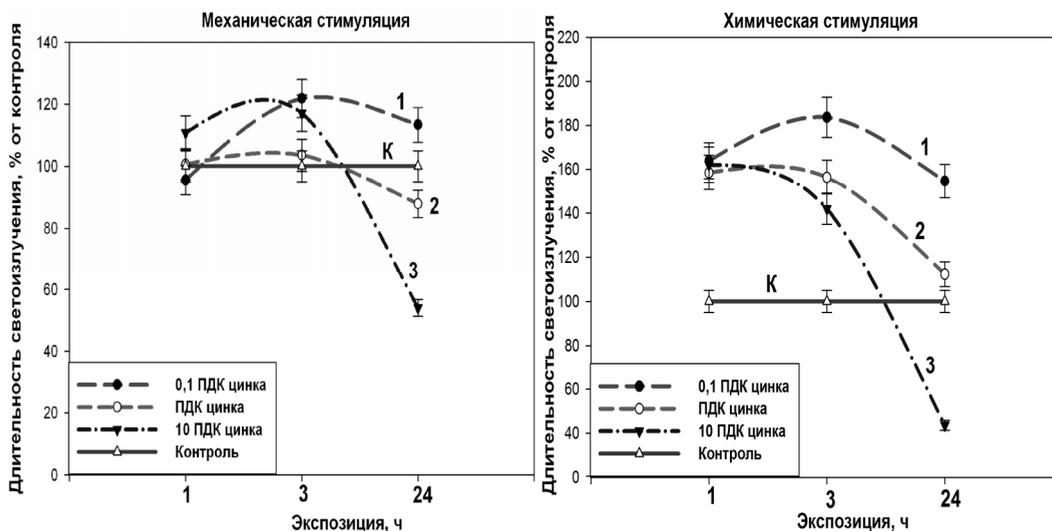


Рис. 4. Длительность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов цинка в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Через 3 ч экспозиции длительность светоизлучения гребневигов данной группы нарастала, составляя $2,98 \pm 0,14$ с при химической и $2,81 \pm 0,14$ с при механической стимуляции, что на 0,52 и 0,59 с, соответственно, превышало длительность свечения контроля. У гребневигов, содержащихся при ПДК цинка, время светоизлучения при химической стимуляции уже через 1 ч экспозиции на 0,43 с превышало аналогичные значения в контроле, а через сутки – снижалось, оставаясь в 1,5 раза выше контроля.

Наиболее короткие сигналы зарегистрированы у гребневигов, содержащихся при 10 ПДК, составляя в первые часы $1,17 \pm 0,05$ с при химической и $0,46 \pm 0,02$ с при механической стимуляции и снижаясь через 24 ч в 3 – 4 раза.

Характер воздействия цинка на изменчивость параметров биолюминесценции гребневигов *B. ovata* напоминает таковой при действии меди. Так, энергетические параметры свечения при воздействии небольших концентраций цинка максимальны, а при повышении концентрации металла и увеличении продолжительности экспозиции – минимальны. Однако по сравнению с медью цинк в меньшей мере угнетает светоизлучение ктенофор. Так, интенсивность свечения гребневигов *B. ovata*, содержащихся при низких концентрациях цинка, в 2 раза при механической и в 4 раза при химической стимуляции выше, чем при минимальных концентрациях меди. Устойчивость гребневигов к действию цинка выражалась и в изменениях двигательной активности организмов. Так, ктенофоры, содержащиеся даже при 10 ПДК цинка 10-12 ч активно передвигались и только при более длительной экспозиции (24 ч) оседали на дно.

Результаты наших исследований демонстрируют значительно менее высокую токсичность цинка по сравнению с медью. Это объясняется тем, что цинк оказывает на гидробионтов двойное действие. Так, при изучении влияния ионов цинка водной среды на гемоциты моллюска *Planorbarius purpura* показано, что у зараженных трематодами моллюсков наблюдается снижение прогемоцитов в гемолимфе и, соответственно, снижение ее защитных свойств [11]. У незараженных организмов, в том числе и у гребневигов, данный металл в малых концентрациях жизненно необходим, так как цинк входит в состав 200 металлоферментов, участвует в обмене белков, липидов и нуклеиновых кислот [6].

Высокие значения ТМ приводят к нарушениям функционального развития гидробионтов. Именно потому максимальные значения показателей светоизлучения гребневигов, наблюдаемые при низких концентрациях цинка, а минимальные – при высоких, свидетельствуют об активации ферментативных процессов в организме гребневигов при 0,1 ПДК и их ингибировании при 10 ПДК цинка [14].

Воздействие свинца на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Результаты демонстрируют существенное подавление биолюминесценции ктенофор при воздействии ионов свинца (рис. 5).

Так, значения амплитуды биолюминесценции гребневигов практически минимальны при всех заданных концентрациях. Даже при концентрации в 0,1 ПДК гребневики уже в первые часы экспозиции демонстрировали небольшую интенсивность светоизлучения, в 6–7 раз ниже контрольных значений ($p < 0,05$). Содержание гребневигов при ПДК свинца приводит к еще более низким значениям

амплитуды их свечения: $(41,01 \pm 2,05) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ – при химической и $(66,15 \pm 3,3) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ при механической стимуляции.

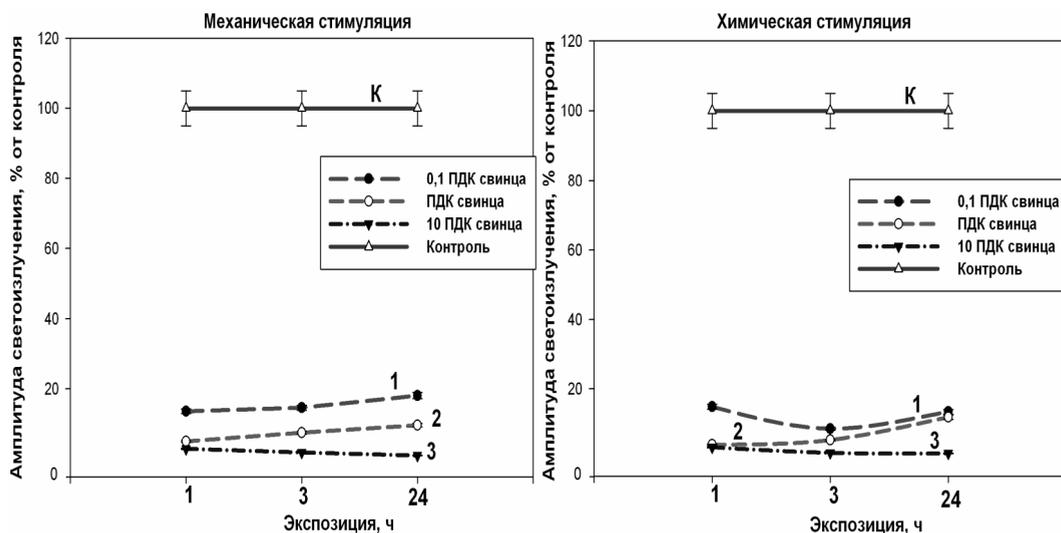


Рис. 5. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов свинца в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Минимальное свечение зарегистрировано у особей, содержащихся при концентрации свинца в 10 ПДК. Значения амплитуды при этом как в первые часы экспозиции в 34 раза ниже контрольных, так и при суточной экспозиции минимальны и составляют $(1,54 \pm 0,06) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ при механической и $(1,66 \pm 0,07) \times 10^8$ квант \times с $^{-1}$ \times см $^{-2}$ – при химической стимуляции.

Продолжительность светоизлучения гребневиков (рис. 6) также существенно изменяется в зависимости от концентрации свинца и продолжительности экспозиции организмов.

Более продолжительные сигналы регистрируются в группе гребневиков, содержащихся при 0,1 ПДК свинца: в первые часы экспозиции от $1,72 \pm 0,08$ с – при химической и до $2,17 \pm 0,1$ с – при механической стимуляции, через 3 и 24 ч время светоизлучения снижается, тем не менее, оставаясь максимальным: $1,21 \pm 0,06$ с при химической и $1,71 \pm 0,08$ с при механической стимуляции. Во всех других экспериментальных группах длительность светоизлучения существенно ниже контроля и сокращается при увеличении времени экспозиции. Наименее продолжительные сигналы, особенно при суточной экспозиции, регистрируются у особей, содержащихся при 10 ПДК, длительность светоизлучения при этом достигает: $0,88 \pm 0,03$ с при механической и $1,09 \pm 0,05$ с при химической стимуляции, что составляет 50% от контроля. Таким образом, ингибирование свечения гребневиков *B. ovata* под воздействием ионов свинца усиливается как с увеличением концентрации данного металла, так и с увеличением времени экспозиции.

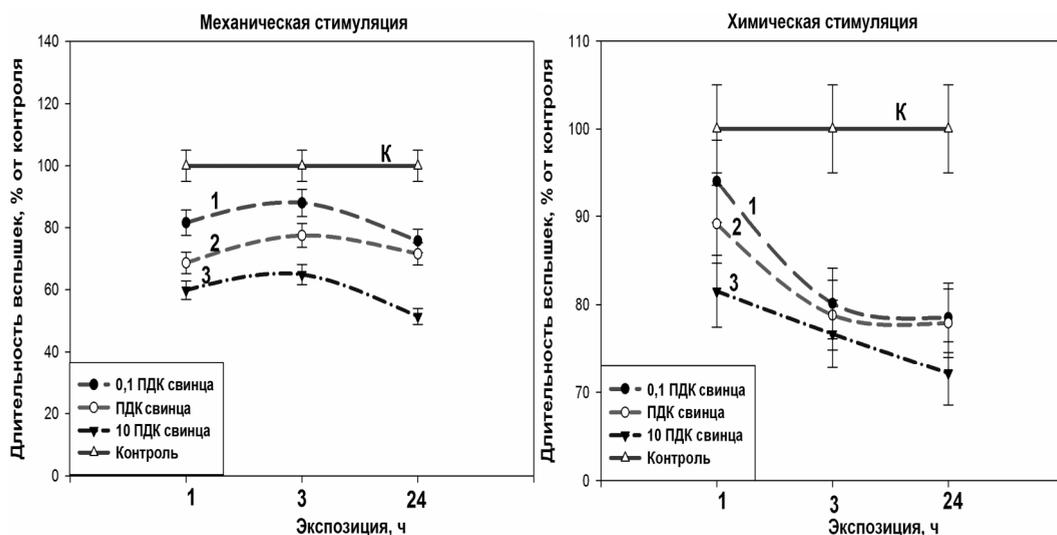


Рис. 6. Длительность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов свинца в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Токсическое действие свинца во многом обусловлено его способностью образовывать связи с большим числом анионов – лигандов [9], к которым относятся сульфгидрильные группы, производные цистеина, имидазольные и карбоксильные группы, фосфаты. В результате связывания ангидридов со свинцом угнетается синтез белков и активность ферментов, в том числе антиоксидантных [18] и АТФ-азы [14]. Учитывая то, что биоломинесцентные системы гидробионтов участвуют в нейтрализации активных форм кислорода, в результате чего происходит излучение фотонов [15], то подавление активности антиоксидантных ферментов под воздействием ТМ приводит к снижению показателей биоломинесценции гребневиков.

Токсическое воздействие исследуемого металла на организмы гребневиков в экспериментах можно объяснить также тем, что свинец является канцерогеном и тератогеном для большинства животных организмов [14]. Обычно наиболее уязвимы эмбриональные и ранние постэмбриональные стадии онтогенеза [1, 5, 24, 23]. Нарушение двигательной активности гребневиков, наблюдаемое в наших экспериментах при действии высоких концентраций реагента, может быть связано с патологическими изменениями, происходящими в их нервной системе. Данное предположение основано на патологическом воздействии ряда ТМ на рыб, вызывающих у них некробиоз нейронов, что приводит к полному их обездвиживанию [9, 13].

По данным С. А. Куценко, цитотоксическое действие тяжелых металлов, в том числе и свинца, связано с повышением уровня кальция внутри клеток, активацией свободно-радикальных процессов в клетке, нарушением процессов синтеза белка и энергетического обмена, нарушением клеточного деления и повреждением

проницаемости мембран [14]. Таким образом, в основе токсического действия веществ лежит повреждение клеток, сопровождающееся их функциональными либо структурно-функциональными изменениями.

Вместе с тем, непрямым механизмом цитотоксического действия ксенобиотиков является понижение тяжелыми металлами парциального давления кислорода в тканях [14]. Поскольку любые изменения в дыхательной цепи тесно связаны с биолюминесцентной реакцией, это негативно сказывается на интенсивности свечения ктенофор [22].

Воздействие ртути на биолюминесценцию *Beroe ovata*. Характер изменения параметров биолюминесценции *B. ovata* при воздействии ртути напоминает таковой при действии катионов меди и цинка, однако чувствительность биолюминесцентной системы к ионам ртути оказывается существенно выше. Так, экспозиция гребневиков при концентрации ртути, равной ПДК, приводит к высвечиванию с интенсивностью, достигающей $(537,6 \pm 26,88) \times 10^8$ квант \times с⁻¹ \times см⁻², что приближается к значениям амплитуды в контроле (рис. 7).

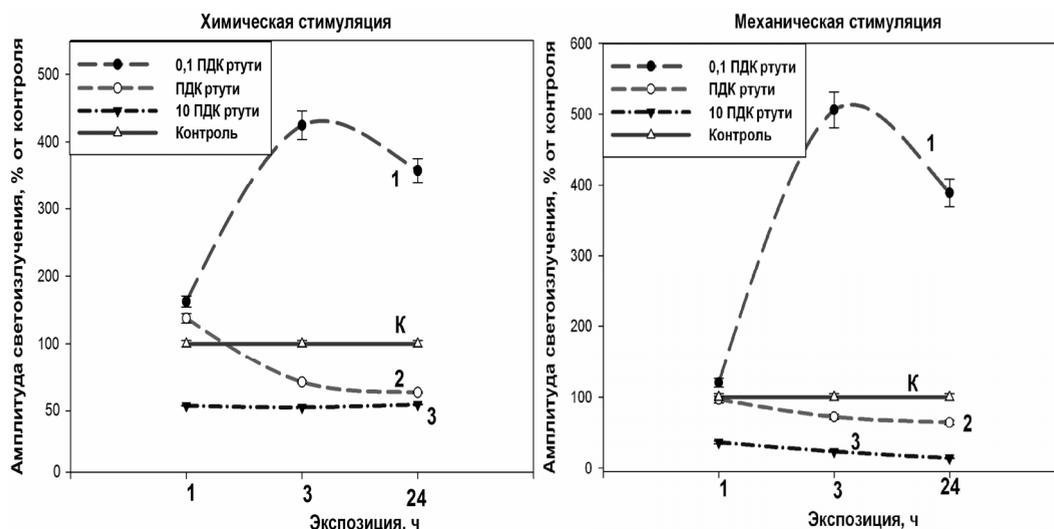


Рис. 7. Интенсивность светоизлучения гребневиков *Beroe ovata* при воздействии ионов ртути в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Однако через сутки экспозиции при данной концентрации ртути амплитуда светоизлучения гребневиков, особенно при химической стимуляции, снижается в 2 раза ($p < 0,05$). При малых концентрациях ртути в первые часы экспозиции интенсивность светоизлучения гребневиков, особенно при химической стимуляции, в 1,5 раза превышает таковую в контроле. После 3-х часовой экспозиции наблюдается усиление биолюминесцентной активности гребневиков, что в 5 раз при механической и в 8 раз при химической стимуляции превышает амплитуду светоизлучения особей в контроле ($p < 0,05$).

С увеличением времени экспозиции до суток амплитуда светоизлучения особей снижается, оставаясь в 4 раза выше значений в контроле ($p < 0,05$). При высоких концентрациях ртути ($0,001 \text{ мг} \times \text{л}^{-1}$) амплитуда светоизлучения гребневику в первые часы по сравнению с контролем снижается в 2,5 раза – при механической стимуляции и в 4,5 раза – при химической ($p < 0,05$). После 3-х часовой экспозиции гребневику при данной концентрации ртути интенсивность биолюминесценции снижается как при механической, так и при химической стимуляции в 4 раза ($p < 0,05$). Дальнейшая экспозиция гребневику до суток приводит к резкому снижению амплитудных характеристик их биолюминесценции в 7 раз по сравнению с контролем ($p < 0,05$).

Продолжительность свечения гребневику во всех экспериментальных группах с увеличением времени экспозиции снижалась (рис. 8).

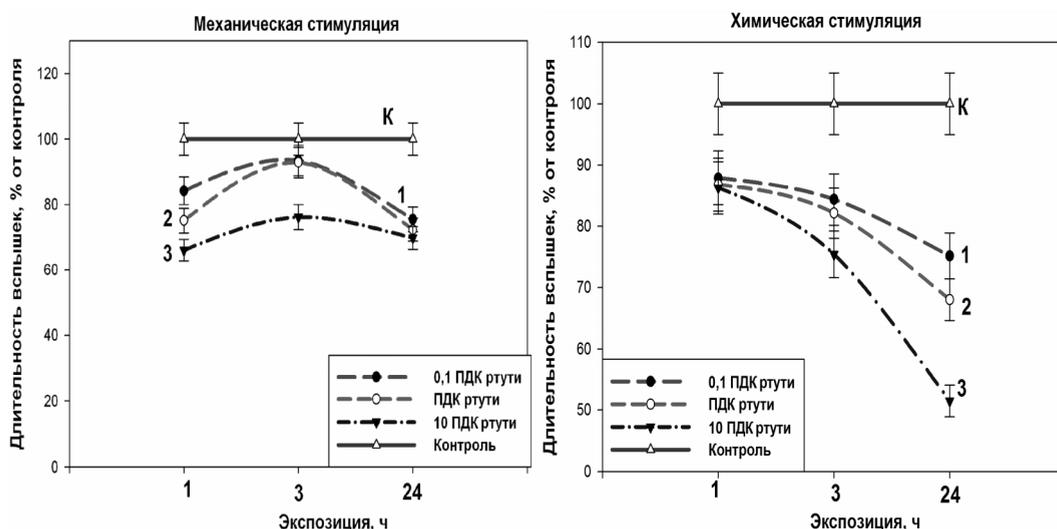


Рис. 8. Длительность светоизлучения гребневику *Beroe ovata* при воздействии ионов ртути в концентрации: 0,1 ПДК (1); ПДК (2); 10 ПДК (3) в отношении к контролю

Наиболее продолжительные сигналы регистрировались у особей в первые часы экспозиции при малых концентрациях ртути и достигали $2,54 \pm 0,12 \text{ с}$ – при механической и $2,66 \pm 0,13 \text{ с}$ – при химической стимуляции. Самые короткие сигналы регистрировались у гребневику, содержащихся в течение суток при концентрациях ртути, в 10 раз превышающих предельно допустимые, и составляли $1,21 \pm 0,06 \text{ с}$ – при механической и $0,75 \pm 0,037 \text{ с}$ – при химической стимуляции.

Таким образом, состояние систем энергообеспечения служит индикатором определенных стадий отслеживания гидробионтами уровня антропогенной нагрузки и позволяет использовать амплитудно-временные характеристики биолюминесценции для целей биомониторинга. Выявленная в результате экспериментов высокая чувствительность биолюминесценции гребневику к

воздействию тяжелых металлов позволяет использовать их в качестве биоиндикаторов данных видов токсикантов. Возможность оценить лимитирующие уровни накопления ТМ и их аккумуляцию в теле гребневику при различных показателях средовых градиентов является чрезвычайно важной задачей дальнейших исследований.

ВЫВОДЫ

Воздействие тяжелых металлов приводит к изменению энергетических и временных характеристик светоизлучения гребневику. По силе токсического воздействия на параметры биолюминесценции гребневику исследованные в экспериментах металлы располагаются в последовательности: $Zn < Cu < Hg < Pb$. Концентрация меди, цинка и ртути в 0,1 ПДК стимулирует биолюминесценцию гребневику *V. ovata* на протяжении суток, а 10 ПДК – ингибирует ее. Воздействие свинца ингибирует свечение гребневику при всех исследованных концентрациях. Параметры биолюминесценции гребневику могут служить экспрессивным показателем их функционального состояния, степени их резистентности к воздействию тяжелых металлов и использоваться в качестве экспресс-индикатора экологического состояния морских планктонных сообществ.

Список литературы

1. Бичарева О. Н. Особенности накопления свинца органами и тканями растительных рыб / О. Н. Бичарева, Э. И. Мелякина // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 25.
2. Бородин Д. В. Стимуляция биолюминесценции морских динофлагеллят: Анализ методов / Д. В. Бородин // Экология моря. – 2002. – Вып. 60. – С. 88–93.
3. Васильков Г. В. Паразитарные болезни рыб и санитарная оценка рыбной продукции / Г. В. Васильков // Сборник научных трудов. – М.: ВНИРО, 2005. – 269 с.
4. Гапонова М. Н. Экспериментальные исследования поглотительной способности донных осадков шельфовой зоны Черного моря / М. Н. Гапонова, В. В. Никулин, Б. Г. Ванштейн // Экология моря. – 2005. – Вып. 68. – С. 26–30.
5. Гнубкин В. Ф. Пороговые концентрации ионов цинка и меди для скатов хвосточков / В. Ф. Гнубкин, П. Г. Семенов // Биология моря. – 1994. – Т. 20, № 5. – С. 396–401.
6. Давыдов С. Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века / С. Л. Давыдов, В. И. Тагасов. – М.: РУДН, 2002. – 140 с.
7. Доценко С. А. Специфические черты гидрологического и гидрохимического режимов и уровень загрязнения прибрежной зоны моря в районе Одессы / С. А. Доценко, Н. И. Рясинцева, П. Т. Савин, С. А. Саркисова // Исследования шельфовой зоны Азово-Черноморского бассейна. – Севастополь: МГИ НАНУ, 1995. – С. 31–43.
8. Ежегодник качества морских вод по гидрохимическим показателям за 2007 г. / [ред. А. Н. Коршенко, И. Г. Матвейчук, Т. И. Плотникова, А. В. Удовенко] – Обнинск: Артифлекс, 2009. – 160 с.
9. Земков Г. В. Ретроспективные и современные данные изучения кумулятивного токсикоза у рыб / Г. В. Земков, Г. Ф. Журавлева // Современные наукоемкие технологии. – 2004. – № 1. – С. 31–36.
10. Камардин Н. Н. Осфрадиальный хемосенсорный орган как первоначальное звено адаптивной реакции кардиосистемы моллюсков на действие тяжелых металлов / Н. Н. Камардин, В. А. Любимцев, Е. Л. Корниенко и др. // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 78.

11. Киричук Г. Е. Влияние трематодной инвазии и ионов цинка водной среды на гемоциты и некоторые показатели *Planorbarius purpura* (Mollusca: Gastropoda: Pulmonata: Bulinidae) / Г. Е. Киричук, А. П. Стадниченко // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 5. – С. 111–120.
12. Клишко О. К. Особенности биоаккумуляции тяжелых металлов у моллюсков в аспекте оценки состояния окружающей среды / О. К. Клишко, Д. В. Авдеев, Е. М. Голубева // Докл. Академии Наук. – 2007. – Т. 413, № 1. – С. 132–134.
13. Кузьмина В. В. Механизмы негативного влияния тяжелых металлов на процессы экзотрофии у рыб / В. В. Кузьмина // Современные проблемы гидроэкологии: IV Междунар. конф. (С.-Петербург, 2010 г.), 11–15 окт., 2010 г.: тез. докл. – С.-Петербург, 2010. – С. 97.
14. Куценко С. А. Основы токсикологии / С. А. Куценко. – С.-Петербург, 2002. – Т. 4. – 119 с.
15. Лабас Ю. А. Как возникла биолюминесценция? / Ю. А. Лабас, А. В. Гордеева. – СПб.: Вод. экосистемы и организмы. – МАКС Пресс, 1980. – С. 76–80.
16. Лукьяненко В. И., Черкашин С. А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды / В. И. Лукьяненко, С. А. Черкашин // Физиология и биохимия гидробионтов. – Ярославль : Гос. ун-т, 1987. – С. 48 – 57.
17. Мошаров С. А. Особенности токсического влияния меди на различные фитопланктонные сообщества Балтийского моря / С. А. Мошаров, М. Н. Корсак, Е. М. Серова, Г. А. Даллакян // Биология моря. – 2009. – Сер. 16, № 3. – С. 34–38.
18. Омельченко С. О. Содержание тяжелых металлов в тканях некоторых черноморских рыб и их влияние на уровень окислительной модификации белков / С. О. Омельченко, Ю. А. Граб, И. Н. Залевская, И. И. Руднева // Биология, химия. – 2007. – Т. 20 (59), № 3. – С. 59–64.
19. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов / [ред. С. Н. Анисова, С. А. Соколова, Т. В. Минева и др.]. – М.: Мединор, 1995. – 221 с.
20. Скрипник И. А. Воздействие металлов на черноморский фитопланктон в экспериментах *in situ* / И. А. Скрипник, Л. Ю. Секундяк, Е. В. Кирсанова // Екологічні проблеми Чорного моря: 4 Міжнар. симп. (Одеса, 2002 р.), 31 жовт. – 1 лист., 2002 р.: тез. докл. [ред. Г. Г. Мінічева, Б. М. Кац] – Одеса: ОЦЕГШ, 2002. – 327 с.
21. Спозито Г. Распределение потенциально опасных следов металлов. – В кн. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Г. Спозито. – М.: Мир, 1993. – С. 9–23.
22. Токарев Ю. Н. Основы биофизической экологии гидробионтов / Ю. Н. Токарев. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. – 342 с.
23. Черкашин С. А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии / С. А. Черкашин // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т. 128. – С. 1020–1035.
24. Черкашин С. А. Использование показателей смертности предличинок морских рыб для оценки токсичности цинка и свинца / С. А. Черкашин, М. В. Никифоров, В. А. Шелехов // Биология моря. – 2004. – Т. 30, № 3. – С. 247–252.
25. Finenko G. A. Population dynamics, ingestion, growth and reproduction rates of the invader *Beroe ovata* and its impact on plankton community in Sevastopol Bay, the Black Sea / G. A. Finenko, Z. A. Romanova, G. I. Abolmasova et al. // J. of Plankton Res. – 2003. – Vol. 25, № 5. – P. 539–549.
26. Hastings J. W. Biological diversity, chemical mechanisms and the Evolutionary Origins of bioluminescent system / J. W. Hastings // J. Mol. Evol. – 1983. – Vol. 19. – P. 309–321.
27. Heimann K. Effects of metals and organic contaminants on the recovery of bioluminescence in the marine dinoflagellate *Pyrocystis lunula* (Dinophyceae) / K. Heimann, J. M. Matuszewski & L. P. Klerks // J. Phycol. – 2002. – Vol. 38. – P. 482–492.
28. Tokarev Yu. N. Biophysical ecology of plankton – the first results and prospects of development / Yu. N. Tokarev // Ecology of the sea. – 2001. – Vol. 57. – P. 51–59.
29. Tokarev Yu. N. Bioluminescence of plankton organisms as an index of the neritic aquatoria pollution / Yu. N. Tokarev, P. V. Evstigneev, O. V. Mashukova et al. // MEDCOAST 07: Proceedings of the Eighth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment (Alexandria, 2007). – Ankara, Turkey: Middle East Technical University. – 2007. – Vol. 2. – P. 925–936.

Машукова О. В., Токарев Ю. М. Дія важких металів на свічення *Beroe ovata* (Ctenophora: Beroida) // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 229–242.

Показана значна мінливість амплітудно-тимчасових характеристик біоломінесценції реброплава *Beroe ovata* Mayer, 1912 залежно від токсичності важкого металу, його концентрації і тривалості дії. Інтенсивність свічення реброплавів у всіх експериментальних групах різко знижується із збільшенням часу експозиції і пропорційно концентрації важкого металу, що діє. Лише при 0,1 ГДК у ряді випадків спостерігається підвищення інтенсивності свічення, проте, вже через добу значення амплітуди в даній групі практично не відрізняються від контрольних. Встановлено, що важкі метали за зростаючою силою токсичної дії на біоломінесценцію реброплавів *B. ovata* можна розташувати так: Zn < Cu < Hg < Pb. Малі концентрації міді, цинку й ртуті стимулюють біоломінесценцію *B. ovata*, а високі – інгібують. Інгібування світіння реброплавів зареєстроване під дією свинцю при всіх досліджуваних концентраціях. Виявлена в результаті експериментів висока чутливість біоломінесценції реброплавів дозволяє використовувати їх як біоіндикатори якості морського середовища.

Ключові слова: амплітуда і тривалість світловипромінювання, *Beroe ovata*, важкі метали, Чорне море.

Mashukova O. V., Tokarev Yu. N. Influence of heavy metals at the light emission of *Beroe ovata* (Ctenophora: Beroida) // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 229–242.

Considerable changeability of amplitude-temporal bioluminescence characteristics of ctenophore *Beroe ovata* Mayer, 1912 depending on toxicity heavy metal, its concentration and exposure duration were shown. Intensity of ctenophores light emission in all experimental groups sharply dip down with the increase of exposure time and proportionally concentration of active heavy metal. Only at 0,1 MAC in some cases is observed an increase of light emission intensity, however, as late as every other day amplitude values in this group practically does not differ from control. It was stated that we can place the heavy metals Zn < Cu < Hg < Pb in this turn according to their growing toxic impact on the ctenophore bioluminescence. Small concentrations of copper, zinc and mercury stimulates *B. ovata* bioluminescence and the high ones – inhibit. Ctenophore light emission inhibition was registered under the lead activity under all investigated concentrations. The high sensibility of ctenophores bioluminescence educed as a result of experiments allows using them as bioindicators of marine environment quality.

Key words: amplitude and duration of light emission, *Beroe ovata*, heavy metals, Black Sea.

УДК 504.054 (262.5)

БАРЬЕРНАЯ РОЛЬ ЧЕРНОГО МОРЯ В ОТНОШЕНИИ $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – ОСНОВНЫХ ТЕХНОГЕННЫХ ДОЗООБРАЗУЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД

Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г., Крылова Т. А.

Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, Севастополь, natalter@ukr.net

Представлены результаты исследований по определению барьерной роли с использованием фактора радиоемкости Черного моря в отношении $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – основных техногенных дозообразующих радионуклидов в постчернобыльский период. Оценены значения фактора радиоемкости для разных глубин моря для этих радионуклидов и значения фактора радиоемкости в отношении плутония для иловых и песчаных осадков. Использование фактора радиоемкости и коэффициентов накопления позволило определить роль различных компонентов экосистемы в формировании ее барьерной роли, а также оценить ее величину для разных радионуклидов и охарактеризовать особенности биогеохимического поведения каждого радионуклида. Это важно как для характеристики и прогноза радиозэкологической ситуации, так и для планирования мероприятий по минимизации ущерба в случае аварийного поступления радиоактивного загрязнения в водоем.

Ключевые слова: барьерная роль водоема, фактор радиоемкости, коэффициенты накопления, Черное море, техногенные радионуклиды: $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

ВВЕДЕНИЕ

Водные экосистемы играют значительную роль в миграции на большие расстояния техногенных радионуклидов и их перераспределении после поступления радиоактивного загрязнения в окружающую среду. Основными антропогенными дозообразующими радионуклидами в постчернобыльский период служат гамма-радиоизотоп цезия – ^{137}Cs , бета-радиоизотоп стронция – ^{90}Sr и альфа-радиоизотопы плутония – $^{239, 240}\text{Pu}$. С одной стороны, водные экосистемы служат транспортными магистралями для миграции радионуклидов, с другой – являются естественными барьерами-ловушками для радиоактивных изотопов, ограничивая их дальнейший перенос [1–4].

Барьерная роль водных экосистем определяется природой водоема, его абиогенными и биогенными составляющими и физико-химическими, а также биогеохимическими свойствами самих радионуклидов [1–3].

Для радионуклидов, которые депонируются преимущественно в донных осадках (в их числе $^{239, 240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs), где и формируется их основной запас в экосистеме, к определяющим факторам относятся – глубина водоема, состав донных осадков, толщина активного слоя осадков, их аккумуляционная способность, интенсивность седиментации, прочность связывания с частицами, трофность водной экосистемы. Но и в пределах одной биогеохимической группы радиоактивных элементов могут наблюдаться значительные различия в их

поведении в экосистеме, в этом случае ведущую роль могут играть физико-химические характеристики радионуклидов или свойства водной среды [1].

Целью нашей работы была сравнительная характеристика фактора радиоемкости для Черного моря в отношении $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , ^{137}Cs – долгоживущих техногенных радионуклидов, вносящих основной вклад в формирование антропогенной составляющей радиационной ситуации в водных системах Украины в постчернобыльский период.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Интегральной характеристикой для оценки роли донных отложений в перераспределении радионуклида в водоеме служит радиоемкость как мера способности донных отложений аккумулировать и удерживать радиоактивные вещества, изначально поступившие в водную среду. В качестве количественного показателя радиоемкости используют фактор радиоемкости, предложенный Агре и Корогодиным. Он указывает на долю радионуклида, которую аккумулируют донные осадки из водной толщи, и зависит от аккумулирующей способности донных отложений, а также глубины водоема и толщины аккумулирующего слоя осадков [5]:

$$F = K_n \times h / (H + K \times h),$$

где F – фактор радиоемкости, K_n – коэффициент накопления, h – накапливающий слой донных отложений, H – глубина водоема, см.

Оценку F и K_n [5] радионуклидов $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , ^{137}Cs абиогенными и биогенными компонентами черноморских экосистем производили на основании данных по содержанию радионуклидов в исследуемых объектах на основании собственных исследований и литературных данных [2, 3, 4, 6]. Радиохимические количественные определения были выполнены по ранее описанным методикам [3], отбор проб природных объектов осуществляли в 1986–2010 гг. в разных районах Черного моря.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Предельная величина барьерной функции водоема соответствует радиоемкости водной экосистемы и является важным параметром для оценки радиоэкологической ситуации в экосистеме. Чтобы количественно охарактеризовать барьерную функцию Черного моря, нами были определены факторы радиоемкости для радионуклидов $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr , ^{137}Cs , вносящих основной вклад в формирование антропогенных дозовых нагрузок. Для илистых донных осадков в Черном море фактор радиоемкости в отношении радионуклидов плутония ($F(\text{Pu})$) с глубиной изменялся от 30% до 98%, а для песчаных донных отложений – от 4% до 8%. Изменение значений $F(\text{Pu})$ для илистых и песчаных черноморских донных отложений в отношении плутония с увеличением глубины представлено на рисунке 1. Значение этого параметра выше для илистых осадков, чем для песчаных донных отложений, особенно на глубинах больше 100 м. Это весьма

существенно для аккумуляционных процессов, так как площадь Черного моря с глубинами свыше 100 м составляет около 76% от общей площади моря и там донные отложения представлены исключительно илистыми осадками. Но и на мелководье доля площади песчаных донных отложений незначительна [7], поэтому сравнительные оценки фактора радиоемкости для техногенных радионуклидов проводили именно для илистых черноморских осадков.

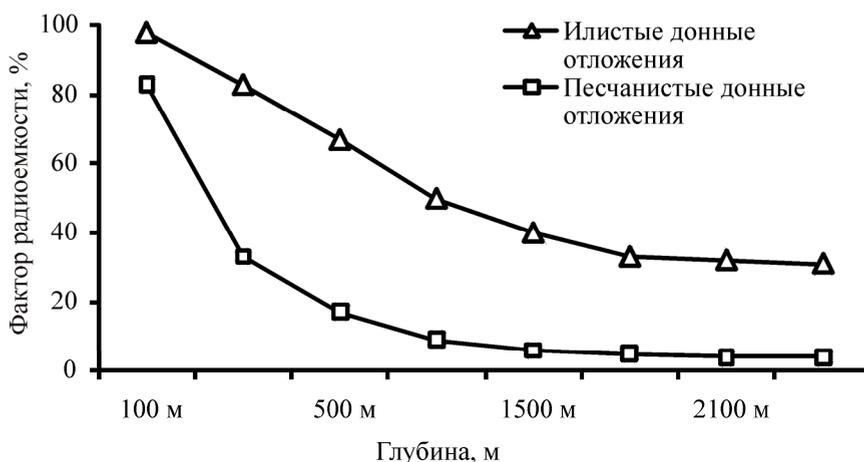


Рис. 1. Изменение фактора радиоемкости в отношении плутония ($F(\text{Pu})$) с увеличением глубины моря для илистых и песчаных черноморских донных отложений

Сравнение величины $F(\text{Pu})$ илистых донных отложений с таковым для радионуклидов стронция и цезия (табл. 1) выявило значительные отличия. В зависимости от глубины $F(\text{Pu})$ был в 3–100 раз выше, чем $F(\text{Cs})$ и в 10^4 – 10^7 раз выше, чем $F(\text{Sr})$. Разница в величине фактора радиоемкости характеризует особенности биогеохимического поведения радионуклида. Стронций остается в воде и перемещается вместе с водными массами (в том числе, за пределы Черного моря), а донными отложениями практически не накапливается [2, 3], поэтому $F(\text{Sr})$ составляет тысячные доли процента и самоочищение водных масс от стронция происходит за счет выноса с водными массами и радиоактивного распада. Следовательно, низкие значения $F(\text{Sr})$ в отношении радионуклида, характеризуют его как гидротропный радионуклид в морской среде, а не эквитропный, как было установлено для пресноводных водоемов [8].

Цезий относится к педотропным радионуклидам в пресноводных системах [8], но его аккумулярование в черноморских донных осадках существенно влияет на перераспределение в системе «вода – донные отложения» только на шельфе (табл. 1). Донные осадки материкового склона и котловины Черного моря накапливают относительно меньшую часть цезия, значительное количество которого остается в водной массе и может мигрировать за пределы водоема [2].

Таким образом, в морской среде такие радионуклиды как цезий, имеющие постоянную степень окисления и не изменяющие сродство ко взвешенным частицам, которым свойственны относительно низкие коэффициенты накопления, характеризуются более высоким фактором радиоемкости, чем гидротропные элементы, но степень очистки водных масс даже на мелководье не превышает 10%. Роль выноса с водными массами и миграция таких радионуклидов за пределы водоема остается существенной, а барьерная функция – низкая [3, 5]. Поэтому цезий в морской воде проявляет свойства эквитропного радиоизотопа, а не педотропного, как это характерно для пресноводных экосистем [8].

В отличие от F(Sr) и F(Cs) для F(Pu) характерны высокие значения. Они свидетельствуют об особенностях биогеохимического поведения этого радионуклида в черноморских экосистемах, как поливалентного элемента в водоеме с анокисической зоной и приустьевыми барьерными зонами и отражают суммарное влияние условий водой среды и свойств самого радионуклида на этот интегральный показатель (табл. 1).

Таблица 1

Фактор радиоемкости (F, %) илистых донных отложений Черного моря в отношении радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ [4], ^{137}Cs и ^{90}Sr [2]

Глубина, м	Площадь дна моря		F, %		
	км ²	%	$^{239+240}\text{Pu}$	^{137}Cs	^{90}Sr
0 – 100	101452	24,1	98	10	10 ⁻³
100 – 200	11400	2,7	83	3	10 ⁻⁴
200 – 500	14610	3,5	67	0,3	10 ⁻⁵
500 – 1000	21220	5,0	50	10 ⁻¹	10 ⁻⁵
1000 – 1500	33480	8,0	40	10 ⁻¹	10 ⁻⁵
1500 – 2000	86571	20,6	33	10 ⁻²	10 ⁻⁵
2000 – 2100	40765	9,7	32	10 ⁻²	10 ⁻⁵
2100 – 2200	94551	22,5	31	10 ⁻²	10 ⁻⁵
2200	16270	3,9	31	10 ⁻²	10 ⁻⁶

В постчернобыльский период в Черном море ведущую роль в аккумуляции донными осадками плутония играли целый ряд факторов. Состав донных отложений (наличие илистой фракции); расстояние от устья основных пресноводных водотоков (в случае аварии на ЧАЭС в западной части моря – устья Днепра и Буга, Дуная, Северо-Крымского канала); наличие биогеохимических барьеров в устьевых зонах пресноводных водотоков – градиент pH, солёности, соосаждение с элементами, изменяющими форму своего нахождения в водной толще в барьерной зоне, в частности, с марганцем и железом, которые из растворенной формы переходят во взвешенную форму. Повышение продуктивности вод за счет алохтонных биогенов, привносимых с пресноводным стоком, и, как следствие, увеличение потока биоседиментации. В глубоководной зоне – изменение окислительно-восстановительного потенциала в толще вод (что вызывает

изменение степени окисления плутония и упрочняет связь радионуклидов с частицами, ускоряя седиментацию и препятствует ремобилизации в водную среду); апвеллинг автохтонных биогенов из глубинной толщи черноморских вод и повышение трофности вод с последующим увеличением потока биогенной седиментации. На границе редокс зоны – соосаждение с элементами, изменяющими свою форму пребывания в водной среде (переход из растворимой во взвешенную форму). Все эти процессы определили относительно высокую скорость самоочищения черноморских водных масс от плутония, но при этом радионуклид не выносятся из экосистемы Черного моря, а депонируется преимущественно в донных осадках. В результате происходит относительно быстрое обеднение черноморских вод плутонием и уменьшение его выноса за пределы экосистемы с водными массами, что указывает на значительную барьерную роль Черного моря в отношении радионуклидов плутония и способствует ограничению поступления их в моря средиземноморского бассейна. При этом K_n Pu осадками составляли величины порядка $n \times 10^4$ – $n \times 10^5$ единиц [4, 6]. Это обусловило характерное только для Черного моря (как водоема с аноксичной глубинной толщей и мезотрофным статусом) перераспределение плутония между водными массами и осадками. В воде остается порядка 10-11 % поступившего в водоем радионуклида, а основное его количество депонируется в донные осадки, в отличие от морей с окислительной глубоководной толщей. Так в Средиземном море около 95% запаса плутония в море сосредоточено в водной толще [3]. Следовательно, в Черном море плутоний ведет себя как типичный педотропный радионуклид.

Из водных масс радионуклиды поступают также в биотические компоненты черноморских экосистем [3]. Интенсивность процессов аккумуляции определяется как свойствами радионуклидов, так и имеет видовую специфичность, зависит от особенностей обмена гидробионтов, элементного состава их отдельных частей, особенно частей с консервативной структурой, которые формируют необменные или медленно обмениваемые фонды радионуклида в организме и к которым относятся, прежде всего, внутренний и внешний скелеты гидробионтов. Так двустворчатые моллюски, обладающие раковинами, и ракообразные, имеющие хитиновые покровы, характеризуются относительно более высокими коэффициентами накопления $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr . Среди многоклеточных водорослей более высокие K_n плутония, характерные для бурых водорослей, могут быть обусловлены наличием таких соединений, как альгиновые кислоты, которым свойственны ярко выраженные сорбционные свойства [9]. Количественная оценка аккумулирующей функции черноморских гидробионтов показала, что K_n плутония для морской биоты значительно ниже, чем для донных отложений, и они не играют существенной роли в перераспределении радионуклида в целом в черноморских экосистемах и практически не влияют на количественные показатели барьерной функции водоема для всех трех рассматриваемых техногенных радионуклидов. Относительный вклад биогенных компонент экосистемы Черного моря в формировании ее барьерной функции подтверждают абсолютные значения K_n радионуклидов гидробионтами. K_n $^{239+240}\text{Pu}$ и составляли величины $n \times 10^2$ – $n \times 10^3$ [6], а в отношении ^{137}Cs и ^{90}Sr коэффициенты накопления были еще ниже, чем для плутония и равнялись величинам порядка $n \times 10^1$ и в отдельных случаях $n \times 10^2$ (рис. 2) [2–4, 6].

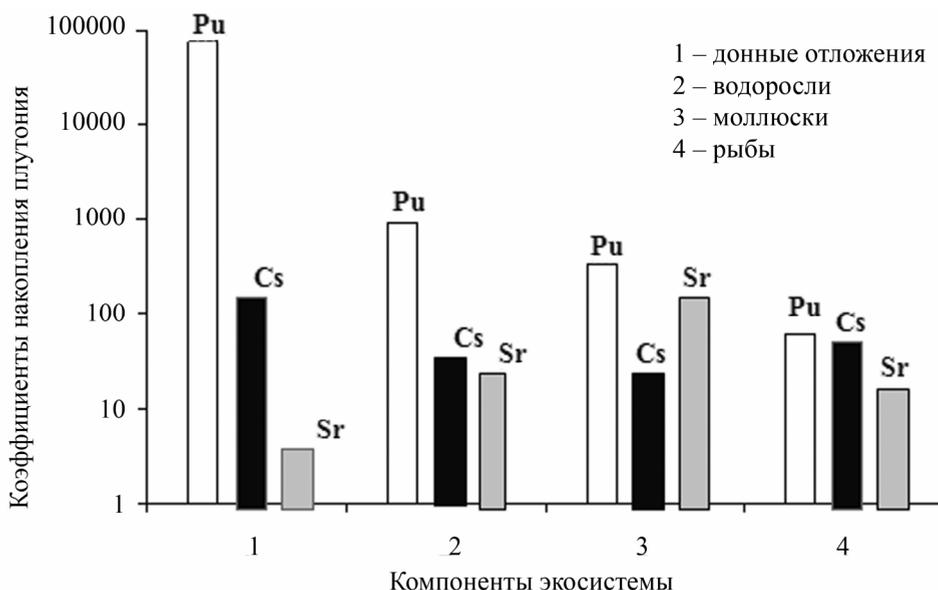


Рис. 2. Сравнительная характеристика коэффициентов накопления (K_n) основных дозообразующих техногенных радионуклидов (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$) абиотическим и биотическими компонентами черноморских экосистем [2–4, 6]

K_n $^{239,240}\text{Pu}$ донными отложениями на 2–3 порядка превышают таковые для гидробионтов, к тому же биомасса морских организмов составляет малозначимую часть (порядка одной миллионной доли) в экосистеме. Поэтому, в отличие от пресноводных мелководных высокопродуктивных экосистем, где биомасса составляет значительную часть экосистемы и вносит существенный вклад в формирование барьерной роли водоема [10], в Черном море для экосистемы в целом гидробионты не играют существенной роли в депонировании плутония, но их роль может иметь существенное значения в локальных мелководных акваториях, так как концентрации $^{239,240}\text{Pu}$, например, в макрофитах могут в тысячи раз превышать его концентрацию в воде. Кроме того, гидробионты увеличивают поток плутония по пищевым цепям вплоть до человека, потребляющего морепродукты, так как K_n $^{239,240}\text{Pu}$ в гидробионтах составляют сотни и тысячи единиц, что соответственно увеличивает содержание радионуклида в единице массы гидробионтов.

Роль гидробионтов в перераспределении ^{137}Cs , ^{90}Sr в экосистеме также весьма ограничена [2, 3]. Даже в прибрежных экосистемах доля ^{90}Sr аккумулированная гидробионтами не превышала 1% от общего содержания радионуклида в экосистеме [3]. Роль донных отложений, как депо этих радионуклидов, уменьшалась от цезия к стронцию (коэффициенты накопления черноморскими осадками радиоцезия составили несколько сот единиц, а радиостронция – несколько единиц) (рис. 2), а относительное содержание радионуклидов в водных массах имело обратную тенденцию – увеличивалось от цезия к стронцию [3].

Таким образом, изучение и совместное сопоставление факторов радиоемкости водоема и коэффициентов накопления техногенных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239, 240}\text{Pu}$ абиогенными и биогенными компонентами экосистемы позволило определить тип их биогеохимического поведения в экосистеме Черного моря.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Барьерная роль водоема характеризуется величиной фактора радиоемкости. В Черном море для илистых донных отложений, которые составляют большую часть дна на шельфе и занимают глубоководную бенталь, $F(^{239, 240}\text{Pu})$ составлял от 30 до 98% от общего содержания радионуклида в водоеме, $F(^{137}\text{Cs})$ – 0,01–10 %, $F(^{90}\text{Sr})$ – 0,000001–0,001%. В черноморских экосистемах $^{239, 240}\text{Pu}$ проявляет свойства педотропного радионуклида, ^{137}Cs – эквитропного, а ^{90}Sr – гидротропного.

Черноморские донные отложения характеризуются более высокими K_n $^{239, 240}\text{Pu}$ по сравнению с K_n ^{137}Cs , ^{90}Sr . Донным отложениям принадлежит ведущая роль в перераспределении и депонировании плутония в экосистеме Черного моря и формировании величины радиоемкости водоема. Иловые осадки играют роль депо для $^{239, 240}\text{Pu}$, имеют максимальные K_n и наиболее высокие уровни концентраций $^{239, 240}\text{Pu}$ среди других компонентов в экосистеме.

Высокие значения $F(\text{Pu})$, обусловленные целым рядом факторов, вызывают ограничение миграции $^{239, 240}\text{Pu}$ в моря средиземноморского бассейна и определяют барьерную роль Черного моря в переносе плутония в системе «водосборный бассейн Черного моря – Черное море – моря средиземноморского бассейна».

Таким образом, использование фактора радиоемкости и коэффициентов накопления позволяет определить роль различных компонентов экосистемы в формировании ее барьерной функции. Фактор радиоемкости дает возможность оценить ее величину для разных радионуклидов, определить тип биогеохимического поведения конкретного радионуклида. Это важно для характеристики и прогноза радиоэкологической ситуации и для планирования мероприятий по минимизации ущерба, в случае аварийного поступления радиоактивного загрязнения в водоем с учетом особенностей биогеохимического поведения каждого радионуклида.

Благодарности. Авторы выражают искреннюю благодарность экспедиционному отряду отдела радиационной и химической биологии за отбор проб гидробионтов и абиогенных компонентов черноморских экосистем во время морских и прибрежных экспедиций: В. Н. Егорову, В. Н. Поповичеву, Н. А. Стокозову, С. Б. Глину, И. Н. Мосейченко.

Список литературы

1. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / [под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона]. – М.: Мир, 1999. – 512 с.
2. Молисмология Черного моря / [Г. Г. Поликарпов, О. Г. Миронов, В. Н. Егоров и др.] – К.: Наук. думка, 1992. – 304 с.

3. Радиоэкологический отклик Черного моря на чернобыльскую аварию / [Г. Г. Поликарпов, В. Н. Егоров, С. Б. Гулин и др.]. – Севастополь: «Экоси-гидрофизика», 2008. – 667 с.
4. Терещенко Н. Н. Ведущая роль донных отложений в перераспределении плутония в черноморских экосистемах / Н. Н. Терещенко // Наукові праці: науково-методичний журнал. – Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2011. – Т. 169, вип. 157: «Техногенна безпека». – С. 63–70.
5. Поликарпов Г. Г. Радиоэкология морских организмов / Г. Г. Поликарпов [под ред. В. П. Шведова]. – М.: Атомиздат, 1964. – 295 с.
6. Терещенко Н. Н. Радиоэкологическая ситуация в Черном море в отношении плутония: уровни загрязнения компонентов экосистемы и дозовые нагрузки на биоту / Н. Н. Терещенко, Г. Г. Поликарпов, Г. Е. Лазаренко // Мор. экол. журн., 2007. – Т. VI, № 2. – С. 25–38.
7. Митропольский А. Ю. Геохимия Черного моря / А. Ю. Митропольский, А. А. Безбородов, Е. И. Овсяный. – К.: Наук. думка, 1982. – 144 с.
8. Тимофеева–Ресовская Е. А. Распределение радионуклидов по основным компонентам пресноводных водоемов / Е. А. Тимофеева–Ресовская // Тр. Ин-та биологии Урал. фил. АН СССР. – 1963. – Вып. 30. – 77 с.
9. Радиоэкология Черного моря / [под ред. Г. Г. Поликарпова и Н. С. Рисика]. – К.: Наук. думка. – 1977. – 232 с.
10. Томілін Ю. А. Радіонукліди у водних екосистемах південного регіону України: міграція, розподіл, накопичення, доза опромінення людини і контрзаходи / Ю. А. Томілін, Л. І. Григор'єва. – Миколаїв: Вид-во МДГУ ім. Петра Могили, 2008. – 260 с.

Терещенко Н. М., **Поликарпов Г. Г., Крылова Т. О. Бар'єрна роль Чорного моря відносно $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – основних техногенних дозоутворюючих радіонуклідів в постчорнобильський період** // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 243–250.

Представлені результати досліджень визначення бар'єрної ролі з використанням чинника радіємності Чорного моря відносно $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – основних техногенних дозоутворюючих радіонуклідів в постчорнобильський період. Оцінено значення чинника радіємності для різних глибин моря для цих радіонуклідів, а також значення чинника радіємності відносно плутонію для мулових і піскуватих осадів. Використання чинника радіємності та коефіцієнтів накопичення дозволяє визначити роль різних компонент екосистеми у формуванні її бар'єрної ролі, а також оцінити її величину для різних радіонуклідів і охарактеризувати особливості біогеохімічної поведінки кожного радіонукліда, що важливо як для характеристики і прогнозу радіоекологічної ситуації, так і для планування заходів із мінімізації збитку у разі аварійного надходження радіоактивного забруднення у водойму.

Ключові слова: бар'єрна роль водойми, фактор радіємності, коефіцієнт накопичення, Чорное море, техногенні радіонукліди: $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

Tereshchenko N. N., **Polikarpov G. G., Krilova T. A. Barrier role of the Black Sea in regard to $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – basic technogenic doseformative radionuclides in a post-chornobyl period** // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 243–250.

The results of researches are presented on determination of barrier role with the use of factor of radiocapacity of the Black Sea in regard to $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – basic technogenic doseformative radionuclides in a post-chornobyl period. The values of factor of radiocapacity are appraised for the different depths of sea for these radionuclides, and also value of factor of radiocapacity in regard to plutonium for silt and sand bottom sediments. The use of factor of radiocapacity and factor of accumulation allows to define the role of different components of ecosystem in forming of its barrier role, and also to estimate its value for different radionuclides and describe the features of biogeochemical behavior of every radionuclide, that it is important both for description and prognosis of radioecological situation and for planning of measures on minimization of damage in case of the emergency entering of radioactive contamination to reservoir.

Key words: the barrier role of the reservoir, factor of radiocapacity, factor of accumulation, the Black Sea, anthropogenic radionuclides: $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr .

УДК 631.4:550.4:581.5

ТРОФОСИСТЕМА ПОЧВА – РАСТЕНИЕ – ОСНОВА ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ

Попов А. И.

Санкт-Петербургский государственный университет, raihumic@gmail.com

Изложена концептуальная модель функционирования экосистем, основой которой является трофическая система почва–растение. В результате анализа научной литературы показано, что растения вместе с почвой образуют единую пищевую систему, основой функционирования системы почва–растение является двойная трофическая связь между почвой и растениями, а одним из главных функциональных звеньев системы почва–растение является почвенное органическое вещество. Моделирование подтвердило, что трофическая система почва–растение является основой функционирования экосистем.

Ключевые слова: функционирование экосистем, система почва–растение, почвенное органическое вещество, моделирование.

ВВЕДЕНИЕ

Как следует из современной научной литературы [17, 24, 26], экосистема – основная функциональная единица биосферы, представляющая собой эволюционно сложившуюся, саморазвивающуюся и саморегулируемую термодинамически открытую целостную систему, в которой все ее составляющие (как совокупность живых организмов, так и абиотические источники вещества и энергии) находятся между собой в причинно-следственных отношениях. По мнению Ю. Одума [17], структурно-функциональная организация экологических систем обусловлена постоянными взаимосвязью и взаимодействием ее компонентов: живых организмов, потока энергии, круговорота вещества. При этом биофильные элементы, входящие в состав нутриентов, в зависимости от типа экосистем, могут использоваться многократно. Совокупность трофических отношений между живыми организмами в экосистемах создают и саму почву, и обуславливают такое ее специфическое свойство, как плодородие [9]. В связи с этим, вопросы, связанные с функционированием экосистем, не потеряли своей актуальности.

Цель настоящей публикации – изложение концептуальной модели функционирования экосистем, основой которой является трофическая система почва–растение. Предлагаемая модель – результат идейного единства таких пограничных наук как почвоведение, геоботаника и физиология растений.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал для создания концептуальной модели функционирования экосистем был получен на основе анализа научной литературы и собственных экспериментальных данных [18, 19, 21, 22].

В качестве метода исследования было выбрано моделирование. Так, для описания подтверждения важности участия почвенного органического вещества (ПОВ) в трофической системе экосистемы, в частности изменения параметров системы в случае потребления растениями органических соединений, была построена модель:

$$\begin{cases} \dot{K} = -\alpha_1 K + \alpha_2 F + \alpha_3 D \\ \dot{F} = -\alpha_2 K - \alpha_4 F + \alpha_5 P \\ \dot{D} = -\alpha_3 K - \alpha_6 D + \alpha_7 E + \alpha_8 L \\ \dot{R} = -\alpha_9 R + \alpha_{10} E + \alpha_{11} L + \alpha_{12} H + \alpha_{13} V + \alpha_{14} S \\ \dot{E} = \alpha_{15} K + \alpha_{16} F - \Delta \alpha_{17} D - \alpha_{18} R - \alpha_{19} H - \alpha_{20} V - \alpha_{21} S - \alpha_{22} O \\ \dot{P} = -\alpha_5 F - \alpha_{23} P + \alpha_{24} H + \alpha_{25} S \\ \dot{L} = -\alpha_8 D - \alpha_{11} R + \alpha_{26} P - \alpha_{27} H - \alpha_{28} V - \alpha_{29} S - \alpha_{30} O \\ \dot{H} = -\alpha_{12} R + \alpha_{19} E - \alpha_{24} P + \alpha_{26} L + \alpha_{31} V - \Delta \alpha_{32} S - \alpha_{33} O \\ \dot{V} = -\alpha_{13} R + \alpha_{20} E + \alpha_{27} L - \alpha_{31} H - \alpha_{34} S - \alpha_{35} O \\ \dot{S} = -\alpha_{14} R + \alpha_{21} E - \alpha_{24} P + \alpha_{28} L + \Delta \alpha_{32} H + \alpha_{34} S - \alpha_{36} O \end{cases}$$

где K – углерод, входящий в состав хищников, F – углерод, входящий в состав фитофагов, D – углерод, входящий в состав детритофагов, R – углерод, входящий в состав редуцентов, E – углерод, входящий в состав экскретов и постмортальных остатков биоты, P – углерод, входящий в состав растений, L – углерод, входящий в состав постмортальных остатков растений, H – углерод, входящий в состав гумуса, V – углерод, входящий в состав детрита, S – углерод, входящий в состав водорастворимого органического вещества (РОВ), O – кислород, расходуемый на окисление органических соединений; коэффициенты: α_1 – ограничения роста хищников, α_2 – потребления хищниками фитофагов, α_3 – потребления хищниками детритофагов, α_4 – ограничения роста фитофагов, α_5 – потребления фитофагами растений, α_6 – ограничения роста детритофагов, α_7 – потребления детритофагами экскретов и постмортальных остатков биоты, α_8 – потребления детритофагами постмортальных остатков растений, α_9 – ограничения роста редуцентов, α_{10} – потребления редуцентами экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{11} – потребления редуцентами постмортальных остатков растений, α_{12} – потребления редуцентами гумуса, α_{13} – потребления редуцентами детрита, α_{14} – потребления редуцентами РОВ, α_{15} – поступления экскретов и постмортальных остатков хищников, α_{16} – поступления экскретов и постмортальных остатков фитофагов, α_{17} – поступления экскретов и постмортальных остатков детритофагов (Δ – разница между поступлением и потреблением), α_{18} – потребления редуцентами экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{19} – гумификации экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{20} – образования детрита из экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{21} – образования РОВ из экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{22} – абиотического окисления экскретов и постмортальных остатков биоты, α_{23} – ограничения роста растений, α_{24} – потребления растениями гумуса, α_{25} – потребления растениями РОВ, α_{26} – отмирания растений, α_{27} – гумификации

постмортальных остатков растений, α_{28} – образования детрита из постмортальных остатков растений, α_{29} – образования РОВ из постмортальных остатков растений, α_{30} – абиотического окисления постмортальных остатков растений, α_{31} – гумификации детрита, α_{32} – образования РОВ из гумуса (Δ – разница между образованием и гумификацией), α_{33} – абиотического окисления гумуса, α_{34} – образования РОВ из детрита, α_{35} – абиотического окисления детрита, α_{36} – абиотического окисления РОВ.

Для решения приведенной выше системы уравнений было принято, что: система почва–растения находится в климаксном состоянии (т. е. количество поступающего в систему вещества, равно его оттоку); все количество углерода, ассимилированного в процессе фотосинтеза и входящего в состав постмортальных остатков растений, ежегодно полностью поступает в почву (т. е. фитоценоз представлен однолетними растениями); растения полностью обеспечены элементами минерального питания; коэффициенты гумификации органических веществ составляли 0,1 (10 %); коэффициент деструкции отмерших остатков растений и ГВ – 0,1 (10 %); коэффициент абиотического окисления органических веществ – 0,1 (10 %); коэффициент возможного поглощения растениями органических соединений – от 0,01 (1 %) до 0,1 (10 %); коэффициент образования экскретов – 0,01 (1 %); коэффициент потребления редуцентами детрита – 0,6; коэффициент потребления редуцентами постмортальных остатков растений – 0,65; коэффициент потребления редуцентами экскретов и постмортальных остатков биоты – 0,65; коэффициент потребления редуцентами гумуса – 0,55; коэффициент потребления редуцентами РОВ – 0,55; коэффициент потребления детритофагами постмортальных остатков растений – 0,05; коэффициент потребления детритофагами экскретов и постмортальных остатков биоты – 0,05; коэффициент потребления растений фитофагами – 0,05; коэффициент потребления хищниками фитофагов – 0,2; коэффициент потребления хищниками детритофагов – 0,15; коэффициенты смертности/рождаемости фитофагов и детритофагов – 0,05; коэффициенты смертности/рождаемости хищников – 0,01; исходное содержание углерода в фитомассе условно равнялось 1 (max = 2); содержание углерода в биомассе хищников – 0,00111 (max = 0,0111); содержание углерода в биомассе фитофагов – 0,01 (max = 0,1), содержание углерода в биомассе детритофагов – 0,005 (max = 0,05), содержание углерода в биомассе редуцентов – 0,08 (max = 0,80), содержание углерода в экскретах и постмортальных остатках биоты – 0,0016, содержание углерода в постмортальных остатках растений – 1, содержание углерода в гумусе – 0,1, содержание углерода в детрите – 0,1, содержание углерода в РОВ – 0,12. Кроме того, были использованы модели Лотки–Вольтерра и Ферхюльста–Пирла [1, 5, 25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Трофическая система почва–растение (анализ проблемы). С позиций трофологии [28], взаимоотношение растений и почвы необходимо рассматривать как своеобразную двойную трофическую цепь, в которой почва и растения попеременно выступают то в роли «потребителя», то в роли «поставщика». Причем,

утилизация почвенной биотой отмерших остатков растений сопровождается созданием (посредством той же биоты) источника питания растений [18]. Функционирование трофосистемы почва-растение основано на [3]: 1) общих закономерностях передвижения нутриентов в пределах этой системы под действием осмолярного градиента и 2) динамическом равновесии биологического круговорота органических соединений.

Почва, как самостоятельное естественно-историческое органо-минеральное континуально-дискретное природное и естественно-антропогенное биокосное тело, является продуктом и компонентом биогеоценозов. Она образует с растениями единую трофическую систему, в которой выполняет трансформационно-трофическую функцию.

С. П. Кравков [11] считал, что основной вопрос физиологии растений и граничащих с нею прикладных наук связан с питанием растений и функциональной зависимостью его от условий окружающей среды. В природных условиях растения обеспечиваются пищевыми веществами, литогенно обусловленными и биогенно накопленными в почве. При этом уровень биологического накопления в почве фитонутриентов определяется интенсивностью протекания биологического круговорота биофильных элементов в системе почва-растение [22].

В процессе обеспечения растений пищевыми веществами (нутриентами) принимают участие все четыре фазы почвы. Так, из газообразной фазы почвы в надпочвенный слой воздуха в большей мере диффундирует углекислый газ, который в последствии фотосинтетически ассимилируется растениями. Из жидкой фазы почвы растения получают необходимые для них нутриенты. Органическая, органо-минеральная и минеральная составляющие, входящие в твердую фазу почвы, являются резервуаром питательных веществ, которые высвобождаются при деструкционном воздействии на них продуктов метаболизма педобиоты, ризоэкссудатов и почвенного раствора. «Живая» фаза почвы (педобиота) осуществляет биологические круговороты углерода, азота, калия, фосфора и других биофильных элементов [20].

Современное понимание питания растений связано с обеспечением ряда условий роста растений и с доступностью им элементов минерального питания. В то же время в научной литературе, начиная с конца 19-го столетия и по настоящее время, имеется огромное число фактов, подтверждающих поглощение высшими зелеными растениями органических веществ естественного, искусственного и даже синтетического происхождения. Еще в первой половине 20-го века была продемонстрирована возможность поступления сложных органических молекул (гетероолиго(поли)меров) в растения непосредственно через корневую систему или посредством микоризы, а также их дальнейшее участие в метаболических процессах [22]. Н. А. Красильников [12] считал доказанным, что ризосферные микроорганизмы потребляют корневые выделения растений, а взамен растения получают от них витамины и другие активные вещества.

Исходя из анализа научной литературы и собственных экспериментальных данных [18, 19, 21, 22], было установлено, что высшие зеленые растения можно рассматривать как факультативные гетеротрофные организмы. Растения способны

получать структурные фрагменты макромолекул (например, лигнина, белков и других органических соединений) непосредственно из почвенного органического вещества. Кроме того, гуминовые вещества (ГВ) способствуют появлению морфофизиологических различий, связанных с переходом растений на гетеротрофное питание – увеличению массы гетеротрофных (корней) и уменьшению массы фотоассимиляционных (листьев) органов растений, и оказывают действие на изменение биохимического состава и величины теплоты сгорания органического вещества растений.

Ассимиляция зелеными сосудистыми растениями структурных и функциональных блоков биологических макромолекул является распространенным дополнительным типом питания в природных условиях, который обеспечивает существенный энергетический и структурный выигрыш на уровне экосистем. Этот механизм питания, по-видимому, сохранился с ранних этапов эволюции биосферы [18, 19].

Потребление растениями органических соединений значительно расширяет представления о питании растений и о функционировании системы почва-растение. Так, помимо основного известного цикла углерода (рис. 1): $\text{CO}_2 \rightarrow \text{растения} \rightarrow \text{опад и отпад (почва)} \rightarrow \text{ГВ} \rightarrow \text{CO}_2$, существует второй цикл углерода – круговорот органических соединений, являющихся структурными фрагментами макромолекул (например, фенилпропановыми фрагментами лигнина): растения \rightarrow опад и отпад (почва) \rightarrow ГВ \rightarrow органические нутриенты \rightarrow растения, который является также дополнительным циклом и азота. При включении в этот цикл фитофагов, хищников и сапротрофов трофическая цепь удлиняется, но суть ее не меняется, – изменяется лишь состав и количество поступающего в почву органического материала [22]. Еще одним экологическим следствием гетеротрофного питания растений является обогащение атмосферы кислородом. Поскольку в дополнительном цикле углерода органические молекулы, являющиеся структурными и функциональными блоками биологических макромолекул, встраиваются в тела фотосинтезирующих организмов без значительного химического изменения, при этом атмосфера обогащается кислородом на то количество, которое потребовалось бы на окисление ассимилированных органических молекул [21].

Результаты моделирования. По результатам моделирования (рис. 3) получено следующее – с увеличением доли потребления зелеными сосудистыми растениями растворимого органического вещества (от 0,01 до 0,1) происходило возрастание как биомассы растений, так и возрастание биомассы хищников и фитофагов. Содержание ПОВ было пропорционально фитомассе. При этом биомасса детритофагов и редуцентов соответствовала биологической емкости среды. Моделирование подтвердило, что ПОВ является важным звеном функционирования экосистем, основой которых является трофическая система почва–растение.

Функционирование системы почва–растение в значительной мере определяется количеством и качественным составом ПОВ, с которым связаны круговороты азота и зольных элементов [18, 19]. С позиции биогеоценологии, хорошо гумифицированный органический материал муллевого типа является одним из условий функционирования трофосистемы почва-растение. В трансформации

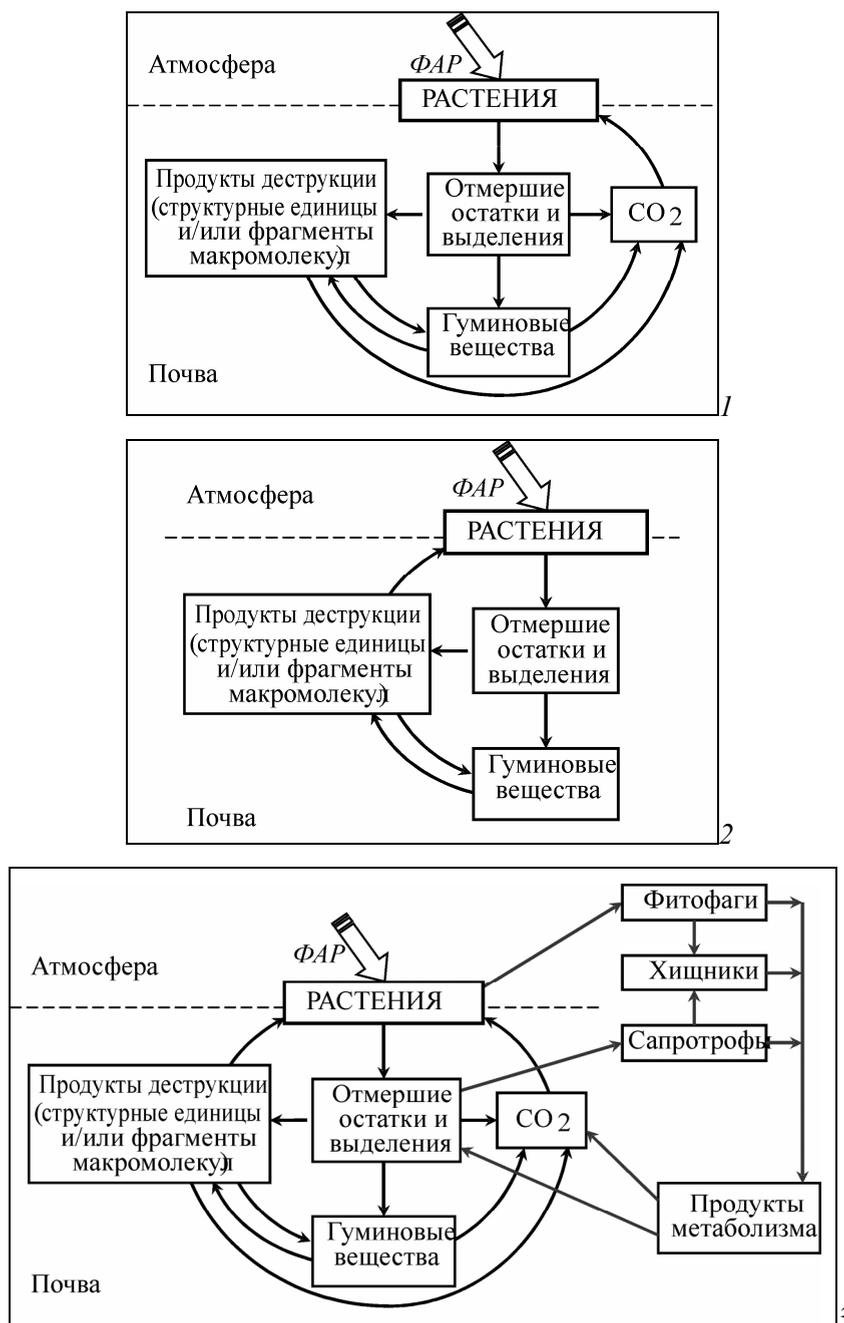


Рис. 1. Биологические циклы углерода в экосистеме

1 – известный цикл углерода; 2 – цикл углерода органических соединений; 3 – объединенный цикл углерода.

ПОВ участвуют три нетаксономические группы организмов: первая группа – комплекс микроорганизмов (прокариот, протистов и хромистов) и грибов; вторая группа – микроскопические беспозвоночные животные, размер тела которых не превышает 2 мм, – в основном артроподы и сапротрофные нематоды; третья группа (мезофауна) – беспозвоночные животные, размер тела которых находится в интервале от 2 до 200 мм (иногда и более), наиболее функционально значимыми из которых являются дождевые черви [10, 13, 14, 29]. Именно дождевые черви способствуют образованию муллевого типа гумуса.

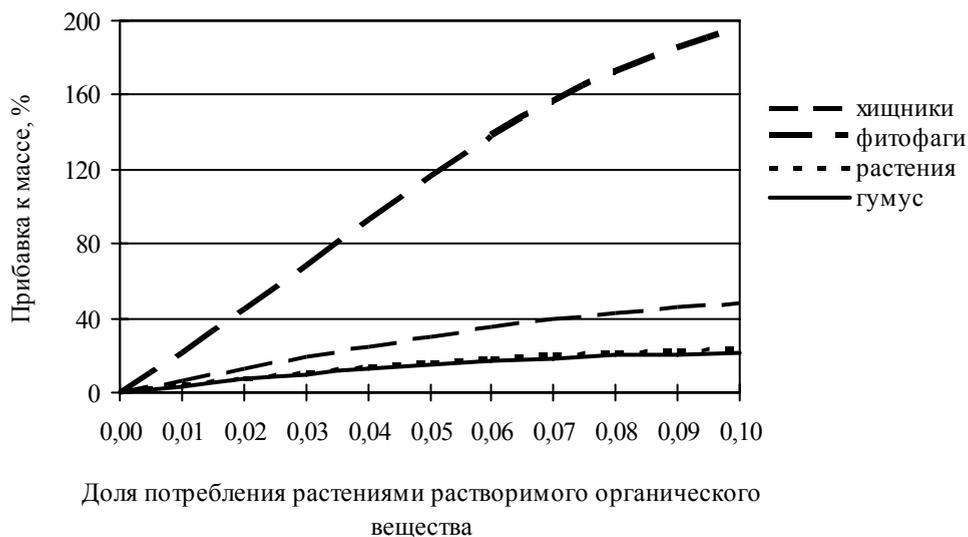


Рис. 2. Влияние доли потребления растениями растворимого органического вещества на увеличение содержания гумуса и биомассы растений, хищников и фитофагов

Обеспечение трофосистемы почва-растение зольными элементами осуществляется литолитическими организмами, которые способны к активному биологическому выветриванию минеральной массы (рис. 3). В биологическом выветривании минералов горных пород принимают участие прокариоты и грибы [2, 3, 8]. Весьма активными литолитическими организмами являются микоризные грибы [27]. Ризосферные микроорганизмы также участвуют в снабжении растений биофильными веществами [12, 23]. Кроме того, корневые выделения растений также способны вызывать коррозионно-гидролитическое разъедание горных пород [7]. Литолитические организмы играют важнейшую роль в природе, замыкая циклы биофильных элементов [6]. Еще одной важной группой живых организмов, участвующих в функционировании системы почва-растение, являются азотфиксирующие организмы [15, 16, 30]. Эти организмы обогащают систему почва–растение азотом.

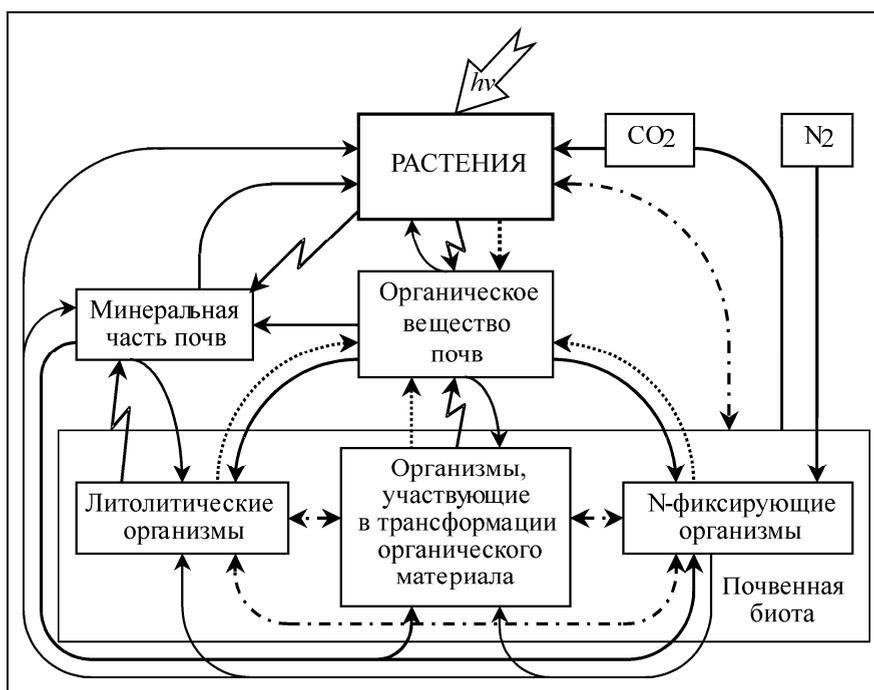


Рис. 3. Трофическая взаимосвязь в системе почва-растение

⚡ – биохимическое воздействие; ← – потоки вещества; ⋯ – отмершие остатки и экскреаты; ↔ – симбиотические взаимоотношения.

Интенсивность протекания биологических круговоротов биофильных элементов связана не только с геохимическими особенностями местности, но и с видовым разнообразием почвенной и наземной биоты, а также с флористическим составом и физиологическими особенностями растений, входящих в состав фитоценоза конкретного биогеоценоза. Живые организмы, участвующие в биологическом круговороте, в том числе и растения, находятся не только и не столько в конкурентных отношениях между собой, а образуют целую систему ценотических взаимоотношений, основанную на их взаимодополнительности, взаимозаменяемости в функциональном плане и, в конечном итоге, взаимообеспечения пищевыми веществами [19].

Таким образом, растения вместе с почвой образуют единую пищевую систему. Основой функционирования системы почва-растение является двойная трофическая цепь между почвой и растениями. Главными функциональными звеньями системы почва-растение являются: почвенное органическое вещество, литолитические организмы и азотфиксирующие микроорганизмы.

ВЫВОДЫ

1. Растения вместе с почвой образуют единую пищевую систему.
2. Основой функционирования системы почва-растение является двойная трофическая цепь между почвой и растениями.

3. Одним из главных функциональных звеньев системы почва-растение является почвенное органическое вещество.

4. Моделирование подтвердило, что трофическая система почва–растение является основой функционирования экосистем.

Список источников

1. Апонин Ю. М., Апонина Е. А. Иерархия моделей математической биологии и численно-аналитические методы их исследования / Г. Ю. Ризниченко, А. Б. Рубин // Математическая биология и биоинформатика. – 2007. – Т. 2, № 2. – С. 347–360.
2. Аристовская Т. В. Микробиология процессов почвообразования / Т. В. Аристовская. – Л.: Наука, 1980. – 187 с.
3. Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. 1922–1932 гг. / В. И. Вернадский. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1940. – 250 с.
4. Гамалей Ю. В. Анализ слагаемых продукционного процесса высших растений и потенциальных возможностей его оптимизации / Ю. В. Гамалей, А. И. Попов, А. В. Гамалей // Управление продукционным процессом растений в регулируемых условиях: Всерос. конф.: 7–11 октября 1996 г.: тез. докл. – СПб.: АФИ, 1996. – С. 21–23.
5. Думачев В. Н. Эволюция антагонистически-взаимодействующих популяций на базе двумерной модели Ферхюльста–Пирла / В. Н. Думачев, В. А. Родин // Математическое моделирование. – 2005. – Т. 17, № 7. – С. 11–22.
6. Заварзин Г. А. Литотрофные микроорганизмы / Г. А. Заварзин. – М.: Наука, 1972. – 323 с.
7. Иванов В. П. Растительные выделения и их значение в жизни фитоценозов / В. П. Иванов. – М.: Наука, 1973. – 295 с.
8. Илялетдинов А. Н. Биологическая мобилизация минеральных соединений / А. Н. Илялетдинов. – Алма-Ата: Наука Казахской ССР, 1966. – 331 с.
9. Ковда В. А. Основы учения о почве / В. А. Ковда. – М.: Наука, 1973. – Т. 1. – 432 с.
10. Кононова М. М. Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения / М. М. Кононова. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 314 с.
11. Кравков С. П. О развитии корневой системы у растений в зависимости от концентрации почвенного раствора / С. П. Кравков [ред. А. В. Советов и Н. П. Адамов]. – СПб., 1899. – (Материалы по изучению русских почв) Вып. 12. – С. 69–81.
12. Красильников Н. А. Микроорганизмы почвы и высшие растения / Н. А. Красильников. – М.: Изд-во АН СССР, 1958. – 463 с.
13. Криволицкий Д. А. Почвенная фауна в экологическом контроле / Д. А. Криволицкий. – М.: Наука, 1994. – 272 с.
14. Курчева Г. Ф. Роль почвенных животных в разложении и гумификации растительных остатков / Г. Ф. Курчева. – М.: Наука, 1971. – 156 с.
15. Любимов В. И. Фиксация молекулярного азота бесклеточными препаратами из микроорганизмов / В. И. Любимов // Известия АН СССР. Сер. Биол. – 1963. – № 5. – С. 681–692.
16. Мишустин Е. Н. Биологическая фиксация атмосферного азота / Е. Н. Мишустин, В. К. Шильникова. – М.: Наука, 1968. – 531 с.
17. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
18. Попов А. И. О трофической функции органического вещества почв / А. И. Попов, О. Г. Чертов // Вестник С.-Петербург. ун-та. Сер. Биол. – 1993. – Вып. 3, № 17. – С. 100–109.
19. Попов А. И. Биогеоэкологическая роль органического вещества почв / А. И. Попов, О. Г. Чертов // Вестник С.-Петербург. ун-та. Сер. 3. Биол. – 1996. – Вып. 2, № 10. – С. 88–97.
20. Попов А. И. Восстановление функционирования системы «почва-растение» – основа биологической рекультивации антропогенно нарушенных территорий Севера / А. И. Попов, О. Г. Чертов, А. В. Гамалей и др. // Освоение Севера и проблемы рекультивации: III Междунар. конф.: 27–31 мая 1996 г.: матер. – Сыктывкар, 1997. – С. 281–286.
21. Попов А. И. Органическое вещество почв и содержание кислорода в атмосфере / Попов А. И. // Ноосферные изменения в почвенном покрове: Междунар. науч.-практич. конф., посвящ. 80-

- летнему юбилею Ивлева Анатолия Михайловича, 14–22 сентября 2007 г.: матер. – Владивосток: Изд-во Дальневосточн. ун-та, 2007. – С. 424–428.
22. Попов А. И. Органическое вещество почв агроценозов и его роль в функционировании системы почва-растение: автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора с.-х. наук / А. И. Попов. – Санкт-Петербург. гос. аграрн. ун-т. – СПб.–Пушкин, 2006. – 48 с.
 23. Пошон Ж. Почвенная микробиология / Ж. Пошон, Г. де Баржак. – М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1960. – 560 с.
 24. Реймерс Н. Ф. Природопользование / Н. Ф. Реймерс. – М.: Мысль, 1990. – 639 с.
 25. Ризниченко Г. Ю. Математические модели биологических продукционных процессов / Г. Ю. Ризниченко, А. Б. Рубин. – М.: Изд-во Моск. ун-та. 1993. – 300 с.
 26. Риклефс Р. Общая экология: учеб. руководство / Р. Риклефс. – М.: Мир, 1979. – 424 с.
 27. Селиванов И. А. Микосимбиотрофизм как форма консортивных связей в растительном покрове Советского Союза / И. А. Селиванов. – М.: Наука, 1981. – 232 с.
 28. Уголев А. М. Теория адекватного питания и трофология / А. М. Уголев. – Л.: Наука, 1991. (Наука и технический прогресс) – 272 с.
 29. Чертов О. Г. К характеристике типов гумусового профиля подзолистых почв Ленинградской области / О. Г. Чертов // Почвоведение. – 1966. – № 3. – С. 26–37.
 30. Шлегель Г. Общая микробиология / Г. Шлегель. – М.: Мир, 1987. – 567 с.

Попов О. И. Трофосистема грунт – рослина – основа функціонування екосистеми // Экосистемы, их оптимизация и охрана. Симферополь: ТНУ, 2012. Вып. 7. С. 251–260.

Викладена концептуальна модель функціонування екосистем, основою якої є трофічна система грунт – рослина. В результаті аналізу наукової літератури показано, що рослини разом з ґрунтом утворюють єдину харчову систему, основою функціонування системи грунт-рослина є подвійний трофічний зв'язок між ґрунтом і рослинами, а однією з головних функціональних ланок системи грунт-рослина є ґрунтова органічна речовина. Моделювання підтвердило, що трофічна система грунт-рослина є основою функціонування екосистем.

Ключові слова: функціонування екосистем, система грунт-рослина, ґрунтова органічна речовина, моделювання.

Popov A. I. The plant – soil trophic system is a basis of ecosystem functioning // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 251–260.

The conceptual model of functioning of the ecosystems which is basis of the plant-soil trophic system is presented. On the basis of the analysis of scientific literature it is shown that plants together with the soil form uniform trophic system, a basis of functioning of system the soil plant is double trophic communication between the soil and plants, and one of the main functional links of the plant-soil system is soil organic matter. Modeling confirmed that the plant-soil trophic system is a basis of ecosystem functioning.

Key words: ecosystem functioning, plant-soil system, soil organic matter, modeling.

УДК 581.557.24

ОСОБЕННОСТИ МИКОРИЗООБРАЗОВАНИЯ В ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Лукина Н. В., Рязанова С. В.

*Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б. Н. Ельцина, Екатеринбург,
Tamara.Chibrik@usu.ru*

В статье представлены результаты исследования микоризы травянистых видов в фитоценозах, формирующихся на золоотвале Верхнетагильской ГРЭС, расположенной на Среднем Урале.

Ключевые слова: микориза, нарушенные промышленностью земли, золоотвал.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время большая часть населения земного шара живет в окружении техногенных ландшафтов. Среди техногенных ландшафтов по распространенности и неблагоприятному воздействию на окружающую среду и здоровье человека особое место занимают промышленные отвалы. Восстановление растительности на этих территориях происходит крайне медленно [1]. При изменении условий окружающей среды происходит смещение равновесия в природных комплексах, нарушение консортивных связей, в частности микориз. Известно, что микоризные грибы, вступая в симбиоз с растениями, увеличивают адсорбционную поверхность корня, участвуют в поглощении питательных веществ из почвы, главным образом фосфора, улучшают снабжение водой, выполняют защитную роль в борьбе с патогенными инфекциями, повышают адаптационную способность организмов, дают им преимущества в приспособлении к условиям окружающей среды [2, 3, 4]. Микориза является одним из компонентов экосистем, усиливающих их интегрированность, способствующих интенсификации в них оборота биогенных веществ, компенсирующих дефицитность биогенных элементов в экосистеме путем включения их в биотический круговорот [5]. В связи с этим большой интерес представляет изучение симбиотических связей в растительных сообществах, формирующихся на техногенных субстратах.

Целью наших исследований было изучение особенностей микоризообразования в растительных сообществах, формирующихся на золоотвале Верхнетагильской ГРЭС, установление зависимости показателей микотрофности от экологических условий.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Золоотвал Верхнетагильской ГРЭС (ВТГРЭС) расположен в Свердловской области (восточный склон Среднего Урала, таежная зона, подзона южной тайги; 57°20'N и 59°56'E), общей площадью 125 га. На части золоотвала в 1968–1970 гг. была начата биологическая рекультивация, которая продолжалась в последующие годы. Применялось нанесение слоя глинистого грунта толщиной 10–15 см полосами

шириной 6–10 м с таким же по размеру межполосным пространством с ориентацией полос поперек господствующего направления ветров. Большинство полос было засеяно многолетними травами, часть отвала была оставлена под самозаращение. В результате проведенных работ образовался разнообразный спектр экотопов, включающий: участки не рекультивированной территории на «чистой» золе с разной степенью увлажнения, первично рекультивированная территория с полосным нанесением грунта, вторично рекультивированная территория после раскорчевки кустарников и сплошного нанесения слоя торфа.

Обследование золоотвала проводилось детально-маршрутным методом с описанием растительности. Для изучения микотрофности в растительных сообществах золоотвала отбирались корни растений в десятикратной повторности. Корневые окончания травянистых растений высушивали и обрабатывали по общепринятой методике [2]: мацерировали в 15 % КОН с последующим окрашиванием анилиновой синью. Для изучения арбутоидной и орхидоидной микориз были сделаны поперечные срезы корней на замораживающем микротоме. Приготовленные препараты корневых окончаний просматривали в поле зрения микроскопа (от 100 до 300 полей зрения для каждого вида) при 120–300-кратном увеличении.

В соответствии с классификацией И. А. Селиванова [2] определяли тип микориз. Были изучены такие параметры, как: доля участия микотрофных видов в растительных сообществах; частота встречаемости микоризной инфекции (F, характеризует равномерность распределения гриба в корне); степень микотрофности (Д, отражает обилие гриба в корнях растений); интенсивность микоризной инфекции (С, отражает как распределение огрибленных участков корня, так и обилие гриба в нем) и микосимбиотрофический коэффициент фитоценоза (М, или относительная интенсивность микоризной инфекции в растительном сообществе). Был построен микосимбиотический ряд дифференциации, дающий представление о соотношении между немикотрофными, слабо-, средне- и высокомикотрофными видами (в процентах к общему числу видов в растительном сообществе).

Для изучения зависимости показателей микотрофности травянистых видов от погодных-климатических условий в течение трех лет с 2009 по 2011 гг. в первой декаде июля на одном и том же участке золоотвала (участок самозаращения, полосы золы) были отобраны и изучены корневые системы всех травянистых видов (по 10 экземпляров каждого вида). Для изучения сезонной динамики микоризообразования на этом же участке золоотвала были отобраны и изучены образцы всех травянистых видов в течение вегетационного сезона, а именно: в мае, июле и августе 2011 г. (по 10 образцов каждого вида).

Статистическая обработка материалов проведена с использованием пакета прикладных программ Statistica 6,0.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследования показали, что к 2011 г., через 40 лет после проведения биологической рекультивации на золоотвале ВТГРЭС на «чистой» золе на десятках

гектаров сформировался закустаренный щучковый луг. Доминант сообщества *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv. (обилие – сор₂, встречаемость – 93,3 %). На первично рекультивированных территориях на полосах с нанесенным грунтом формировались разнотравно-злаковые и разнотравные растительные сообщества. Общее проективное покрытие (ОПП) на полосах грунта достигает 90–100 %, на золе – 60–80 %. На золе вдоль дамбы сформировался мелколиственный лес, доминируют мелколиственные породы, такие как *Populus tremula* L. (сор₂), *Betula pendula* Roth (сор₂) и *B. pubescens* Ehrh. (сор₁), *Salix caprea* L. (sp). На значительной части золоотвала в результате самозарастания полос зола и грунта формируются лесные фитоценозы, близкие к зональному типу с существенной долей участия *Pinus sylvestris* L. (сор₂–сор₃), *Betula pendula*, *B. pubescens*, *Populus tremula* (сор₁). На вторично рекультивированной территории после раскорчевки кустарников и сплошного нанесения слоя торфа и посева многолетних трав были созданы продуктивные пастбищно-сенокосные угодья, представляющие собой разнотравно-злаковые фитоценозы с доминированием *Bromopsis inermis* (Leys.) Holub. (сор₁) и *Festuca rubra* L. (sp gr–сор₁) с общим проективным покрытием (ОПП) до 90–100 %.

Во всех растительных сообществах золоотвала было проведено изучение микоризы. В ходе проведенного исследования было обнаружено 4 типа микориз (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика микоризы в растительных сообществах золоотвала Верхнетагильской ГРЭС

Показатели микоризы	Участок самозарастания		Щучковый луг	Мелколиственный лес	«Старый» лес на полосах	Культур-фитоценоз
	зола	грунт				
Типы микориз в растительных сообществах золоотвала Верхнетагильской ГРЭС						
Эктомикоризы	–	+	+	+	+	–
Везикуло-арбускулярные эндомикоризы	+	+	+	+	+	+
Арбускулярные и эрикоидные микоризы	–	–	–	+	+	–
Орхидные микоризы	–	–	–	+	+	+
Характеристика показателей эндомикоризы травянистых видов на золоотвале Верхнетагильской ГРЭС						
Количество исследованных видов, шт.	42	19	10	25	27	26
Доля микотрофных видов, %	93	100	100	100	100	96

Окончание таблицы 1

Показатели микоризы	Участок самозарастания		Щучковый луг	Мелколиственный лес	«Старый» лес на полосах	Культур-фитоценоз
	зола	грунт				
Средняя частота встречаемости (F) микоризы, %	35,26±4,15	59,79±6,57	50,00±8,88	57,42±5,67	58,70±4,18	39,65±4,89
Средняя степень микотрофности (D) растений, балл	0,48±0,07	0,84±0,12	0,55±0,10	0,71±0,08	0,87±0,08	0,45±0,07
Коэффициент интенсивности микоризной инфекции (C), %	10,42±1,55	16,85±2,38	9,20±2,13	14,14±1,62	17,33±1,73	9,46±1,36
Микосимбиотический коэффициент фитоценоза (M), %	9,67±1,49	16,85±2,38	9,20±2,13	14,14±1,62	17,33±1,73	9,10±1,36
Микосимбиотический ряд дифференциации						
Число немикотрофных видов, шт.	3	–	–	–	–	1
Число слабомикотрофных видов, шт.	37	18	10	24	25	25
Число среднемикотрофных видов, шт.	2	1	–	–	2	–

Тип эумицетных хальмофаговых эктомикориз (или эктотрофные и эктоэндотрофные микоризы деревьев и кустарников) обнаружен в лесных растительных сообществах золоотвала, на закустаренном щучковом лугу и единично на участке самозарастания на полосах грунта. По данным А. А. Внукова [6], изучавшим эктомикоризы древесных видов на примере *Pinus sylvestris* L. и *Picea obovata* Ledeb., существенных сдвигов в процессе микоризообразования в условиях золоотвала Верхнетагильской ГРЭС по сравнению с контролем в лесных фитоценозах не происходит.

Тип зигомицетных тамнискофаговых (везикулярно-арбускулярных) эндомикориз был встречен у многих травянистых видов растений во всех исследованных растительных сообществах и представлен в основном гифами и единичными везикулами, арбускулами и продуктами переваривания в корнях крайне мало.

Тип эумицетных толипофаговых эктомикориз (эрикоидные и арбутоидные микоризы) был обнаружен в лесных фитоценозах у *Pyrola rotundifolia* L., *P. chlorantha* Sw., *P. media* Sw., *Chimaphila umbellata* (L.) W. Barton. и *Orthilia secunda* (L.) House. Исследование микоризы перечисленных видов показало, что на

поверхности корней у них имеются лишь единичные септированные гифы, редко – рыхлые корневые чехлы, иногда встречаются булавовидные корневые окончания. У *Pyrola rotundifolia* на поперечных срезах корней плотных мицелиальных чехлов не обнаружено, в единичных корневых клетках наблюдаются клубки мицелия и продукты переваривания гриба, фрагменты сети Гартига, что свидетельствует об экстремальных эдафических условиях [7].

Тип эумицетной толипофаговой эндомикоризы (орхидные микоризы) был встречен у трех видов сем. Orchidaceae: *Malaxis monophyllos* (L.) Sw., *Platanthera bifolia* (L.) Rich., *Listera ovata* (L.) R. Br., произрастающих в лесных растительных сообществах и на закустаренном щучковом лугу золоотвала ВТГРЭС. Микориза у данных видов представлена септированными гифами и клубками гиф (пелотонами) в субэпидермальных клетках корня.

Было установлено, что большинство видов, произрастающих в растительных сообществах золоотвала Верхнетагильской ГРЭС, имеют микоризу. Доля микотрофных видов варьирует в разных сообществах от 93 до 100 % (табл. 1). Подавляющее большинство микотрофных травянистых видов по классификации И. А. Селиванова и И. Ф. Шавкуновой [8] являются слабомикотрофными. Преобладание слабомикотрофных видов свидетельствует об экстремальности экологических, в том числе эдафических условий. Средние показатели микотрофности, такие как частота встречаемости и интенсивность микоризной инфекции, степень микотрофности, и микосимбиотический коэффициент фитоценоза выше в лесном фитоценозе, формирующемся на полосах золы и грунта и в луговом фитоценозе на полосах грунта. При сравнении показателей микотрофности с данными по продуктивности растительных сообществ, было выявлено, что на рекультивированных участках с полосным нанесением грунта показатели микотрофности и продуктивность выше, чем на золе (рис. 1).

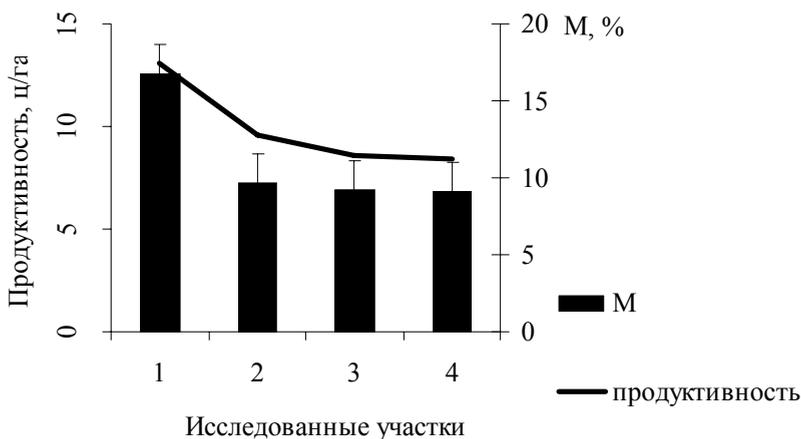


Рис. 1. Микосимбиотический коэффициент фитоценоза (М, %) и продуктивность растительных сообществ

1 – участок самозарастания (полосы грунта), 2 – участок самозарастания (полосы золы), 3 – щучковый луг (зола), 4 – культурфитоценоз.

При изучении погодичных флюктуаций микоризообразования на зольном субстрате было установлено, что средние значения показателей микотрофности в разные годы достоверно различаются (табл. 2). Более высокие показатели (доля микотрофных видов, частота встречаемости микоризной инфекции, интенсивность микоризной инфекции и микосимбиотический коэффициент фитоценоза) наблюдались в 2010 г., в этот же год отмечено большее количество везикул и арбускул в корнях растений.

Таблица 2

Характеристика микотрофности травянистых видов в разные годы на золоотвале Верхнетагильской ГРЭС (участок самозарастания, зола)

Показатели микотрофности	2009 г.	2010 г.	2011 г.
Доля микотрофных видов, %	71,4	100,0	92,9
Средняя частота встречаемости микоризы, (F) %	40,33±7,11	62,08±5,43	35,26±4,15
Средняя степень микотрофности растений, (D) балл	0,71±0,15	1,4±0,15	0,48±0,07
Коэффициент интенсивности микоризной инфекции (С), %	14,13±3,04	27,96±2,92	9,67±1,52
Микосимбиотический коэффициент фитоценоза (М), %	19,78±3,23	27,96±2,92	10,42±1,57

Доля микотрофных видов в разные годы колеблется от 71,4 % (2009 г.) до 100 % (2010 г.). Большинство исследованных травянистых видов относятся к слабмикотрофным. К среднемикотрофным были отнесены в 2009 г. – *Trifolium pratense* L., *Plantago media* L., в 2010 г. – *Potentilla intermedia* L., *Trifolium pratense* L., *Vicia cracca* L., *Erigeron acris* L., *Hieracium umbellatum* L., а в 2011 – *Vicia cracca* L., *Plantago media* L. Немикотрофными оказались виды: 2009 – *Gypsophila paniculata* L., *Oberna behen* (L.) Ikonn., *Silene viscosa* (L.) Pers. (сем. Caryophyllaceae), *Berteroa incana* (L.) DC., *Erysimum cheiranthoides* L. (сем. Brassicaceae), 2011 – *Erysimum hieracifolium* L. (сем. Brassicaceae), *Euphrasia pectinata* Ten. (сем. Scrophulariaceae), *Phleum pratense* L. (сем. Poaceae).

Известно, что условия увлажнения являются одним из ведущих факторов, влияющих на микоризообразование [9, 10]. При сравнении показателей микоризы в разные годы и количества осадков, выпавших за вегетационный с апреля по июнь 2009–2011 гг. было выявлено, что наибольшая интенсивность микоризной инфекции наблюдается в год с меньшим количеством осадков (рис. 2). По всей вероятности микориза позволяет растениям компенсировать недостаток влаги в условиях золоотвала.

Известно, что в течение вегетационного сезона происходят фенологические изменения растительности. Вместе с этим в растительных сообществах происходит также изменение консортивных отношений между высшими и низшими растениями. Установлено, что в течение вегетационного периода у микотрофных растений изменяется степень развития микориз и качественное состояние гриба в микоризах. Особенно заметны сезонные изменения эндотрофных грибов

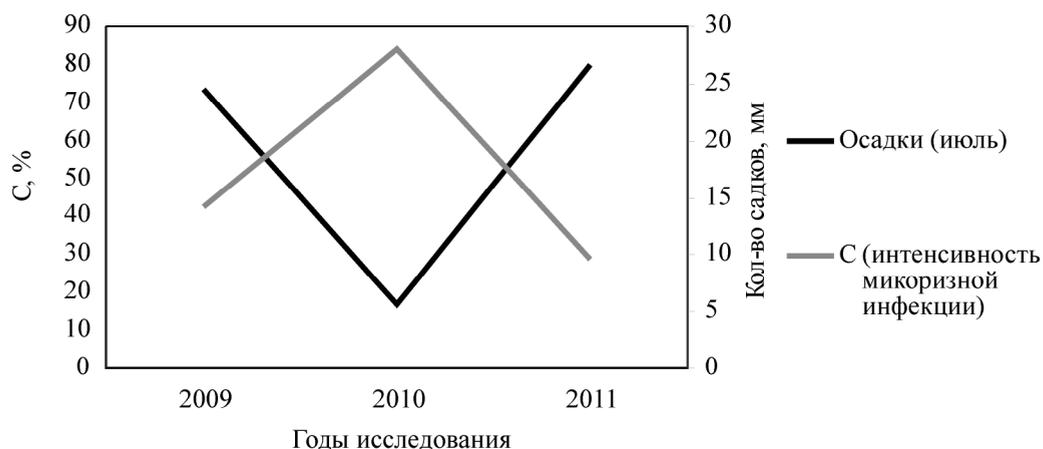


Рис. 2. Зависимость микоризообразования от количества осадков

в везикулярно-арбускулярных эндомикоризах. Было показано, что количество грибов в корнях увеличивается от весны к лету, от начала вегетации к цветению и плодоношению, но строгой зависимости степени микотрофности от сезонов года и фенофаз высшего растения не установлено [11]. По данным Т. Смита [12] количество эндофита летом значительно ниже, чем в весенние месяцы.

Наши исследования показали, что на золе наибольшее развитие микоризной инфекции наблюдается в начале вегетационного сезона – в мае, когда происходит прорастание растений. В июле и сентябре наблюдается некоторое снижение микоризообразования (рис. 3).

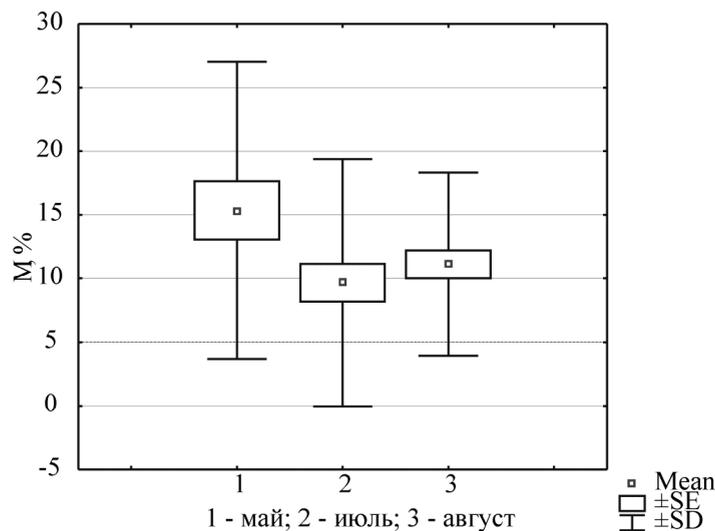


Рис. 3. Сезонная динамика микосимбиотического коэффициента фитоценоза (M, %)

ВЫВОДЫ

В 40-летних растительных сообществах золоотвала Верхнетагильской ГРЭС обнаружен широкий спектр микоризных ассоциаций (типов микориз), характерных для лесных и луговых растительных сообществ бореальной зоны.

На показатели микотрофности: частоту встречаемости микоризной инфекции, степень микотрофности, интенсивность микоризной инфекции, микосимбиотический коэффициент фитоценоза большое влияние оказывают эколого-ценотические, эдафические и погодно-климатические факторы.

На техногенных объектах при недостатке доступных растениям элементов минерального питания (особенно азота и фосфора), неблагоприятном водном и воздушном режиме, наличие микоризы является важным фактором адаптации растений к измененным условиям среды. Микоризообразующие грибы, связывая в единый комплекс субстрат и растения, способствуют повышению устойчивости и степени сформированности биогеоценозов, формирующихся на нарушенных промышленностью землях.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы РФФИ-Урал грант 10-04-96006.

Список литературы

1. Чибрик Т. С. Формирование фитоценозов на нарушенных промышленностью землях: (биологическая рекультивация) / Т. С. Чибрик, Ю. А. Елькин. – Свердловск: Изд-во Урал. ун-та, 1991. – 220 с.
2. Селиванов И. А. Микосимбиотрофизм, как форма консортивных связей в растительном покрове Советского Союза / И. А. Селиванов. – М.: Наука, 1981. – 230 с.
3. Работнов Т. А. Фитоценология / Т. А. Работнов. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1978. – 383 с.
4. Гельцер Ф. Ю. Распространение и происхождение эндотрофной микоризы у растений / Ф. Ю. Гельцер // Вопросы биологии и экологии доминантов и эдификаторов растительных сообществ: Материалы I межвузовской конференции по биологии и экологии доминантов и эдификаторов естественных и искусственных фитоценозов, Пермь, 21–26 сентября 1967 г. (Ученые записки. Т. 64). – Пермь, 1968. – С. 191–195.
5. Каратыгин И. В. Коэволюция грибов и растений / И. В. Каратыгин. – СПб.: Гидрометеиздат, 1993. – 115 с.
6. Внуков А. А. Экологические аспекты лесовосстановления на нарушенных землях (на примере золоотвалов Верхнетагильской и Рефтинской ГРЭС) / А. А. Внуков // Биологическая рекультивация нарушенных земель: Материалы Междунар. совещ., Екатеринбург, 26–29 авг. 1996 г. – Екатеринбург, 1997. – С. 32–49.
7. Селиванов И. А. Материалы к характеристике микосимбиотрофных связей в некоторых фитоценозах Колво-Вишерского междуречья / И. А. Селиванов, Л. К. Казанцева, Л. В. Лекомцева // Некоторые вопросы биологии, физиологии и экологии растений. 1966: Ученые записки. – Вып. 39. – С. 33–47.
8. Селиванов И. А. Микотрофность растений во флоре и в растительном покрове горы Ирмель / И. А. Селиванов, И. Ф. Шавкунова // Микориза растений. Пермь.: Изд-во Пермского гос. пед. ин-та., 1971. С. 72–93.
9. Крюгер Л. В. К биологии и экологии эндотрофных микориз (на примере бобовых и других травянистых растений) / Л. В. Крюгер, И. А. Селиванов // Учен. зап. Перм. гос. пед. ин-та, 1968. – С. 196–202.

10. Лусникова А. А. Влияние влажности почвы на микоризообразование семян *Betula verrucosa* Ehrh и *Asper pegundo* L. // А. А. Лусникова, И. А. Селиванов // Микориза и другие формы растительных консорциев. – Пермь, 1974. – С. 48–51.
11. Елеусенова Н. Г. Сезонная динамика микоризообразования у некоторых травянистых растений в лесных фитоценозах Прикамья / Н. Г. Елеусенова // Микориза и другие формы консортивных связей в природе: Межвузовский сб. науч. тр. – Пермь, 1985. – С. 27–29.
12. Smith T. F. The effect of season and crop rotation on the abundans of spores of vesicular-arbuscular (V-A) mycorrhizal endophytes // Plant and Soil. – 1980. – 57. N 2/3. – P. 475–479.

Лукина Н. В., Рязанова С. В. Особливості мікоризоутворення в техногенних екосистемах // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 261–269.

У статті представлено результати дослідження мікоризи трав'янистих видів у фітоценозах, що формуються на золовідвалі Верхнетагильської ГРЭС, розташованій на Середньому Уралі.

Ключові слова: мікориза, порушені промисловістю землі, золовідвал.

Lukina N. V., Ryazanova S. V. The peculiarity of mycorrhiza in technogenic ecosystems // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 261–269.

The results of mycorrhiza research in the phytocenosis, which formed on the Verkhnetagilsk power stations ash dump located on the Middle Ural was given in the article.

Key words: mycorrhiza, disturbed industrial lands, ash dump.

УДК 631.466

ИЗМЕНЕНИЕ БИОРАЗНООБРАЗИЯ СИНЕЗЕЛЕННЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Щербина В. В.¹, Мальцева И. А.²

¹*Таврический государственный агротехнологический университет, Мелитополь, Scherbina_vv@mail.ru*

²*Мелитопольский государственный педагогический университет им. Богдана Хмельницкого, Мелитополь*

В статье приведены результаты исследования видового богатства и биоразнообразия синезеленых водорослей целинных и антропогенно-трансформированных биогеоценозов. Сделаны выводы о влиянии разных видов антропогенного воздействия на соответствующие показатели.

Ключевые слова: биоразнообразие, видовое богатство, синезеленые водоросли, целина, участок косимой степи, богарная и орошаемая пашни.

ВВЕДЕНИЕ

Сохранение биологического разнообразия является обязательным условием устойчивого развития [1]. В настоящее время проблема сохранения биоразнообразия неотъемлемо связана с задачей его изучения, которая наиболее эффективно осуществляется в системе особо охраняемых природных территорий [2]. Актуальность исследований биоразнообразия широко освещена в работах разной биологической направленности [3, 4, 5, 6 и др.], в том числе, и альгологической [7, 8 и др.]. Но для решения некоторых прикладных задач, таких как, биоиндикация состояния окружающей среды с использованием данных о биоразнообразии водорослей, требуются сведения о влиянии антропогенного воздействия на соответствующий показатель, что и делает актуальным проведение исследований представленной направленности.

Сведения о биоразнообразии водорослей относительно широко освещены в работах разных авторов [7, 8 и др.]. Но данные об изменении биоразнообразия почвенных водорослей в условиях антропогенного воздействия являются малочисленными [9].

Поэтому целью наших исследований является изучение изменения биоразнообразия синезеленых водорослей в условиях антропогенного воздействия.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Каждый из выделяемых, на сегодняшний день, уровень организации жизни, обладает свойственным ему биоразнообразием, но видовой уровень биологического разнообразия обычно рассматривается как базовый, а вид является опорной единицей его учета [10]. Для определения видового разнообразия синезеленых водорослей был проведен отбор почв в соответствии с общепринятой в почвенной альгологии методикой [11] на территории разных функциональных зон Биосферного заповедника «Аскания-Нова» (весной 2010 г.) в пределах целинной степи, биогеоценозов косимой степи, богарной и орошаемой пашен. Определение

видов водорослей отдела *Cyanophyta* проводилось с использованием микроскопических методов исследования [12] почвенных культур [13] и соответствующих определителей [14, 15]. Для оценки видового разнообразия рассчитывался индекс Симпсона [10] и Шеннона [16]. При оценке степени трансформации биогеоценозов были использованы принципы, предложенные А. Г. Исаченко [17] и Ф. Н. Мильковым [18].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Полученные данные свидетельствуют об уменьшении видового богатства синезеленых водорослей на территории исследуемых агроценозов и их увеличение в пределах биогеоценоза косимой степи по сравнению с целинным (рис. 1). Принимая во внимание тот факт, что изучаемые биогеоценозы в соответствии с принципами предложенными А. Г. Исаченко можно подразделить на две группы – условно не измененные (целинная степь) и нарушенные (биогеоценозы косимой степи, богарной и орошаемой пашен) последняя из которых, исходя из базисных основ классификации сельскохозяйственных ландшафтов Ф. Н. Милькова, представлена фитогенно- (косимая степь) и педогенно-преобразованными (богарная и орошаемая пашня). Их распределение от наименьшего уровня антропогенной трансформации до наибольшего можно представить в следующей последовательности:

1. Целинная степь;
2. Косимая степь;
3. Богарная и орошаемая пашни.

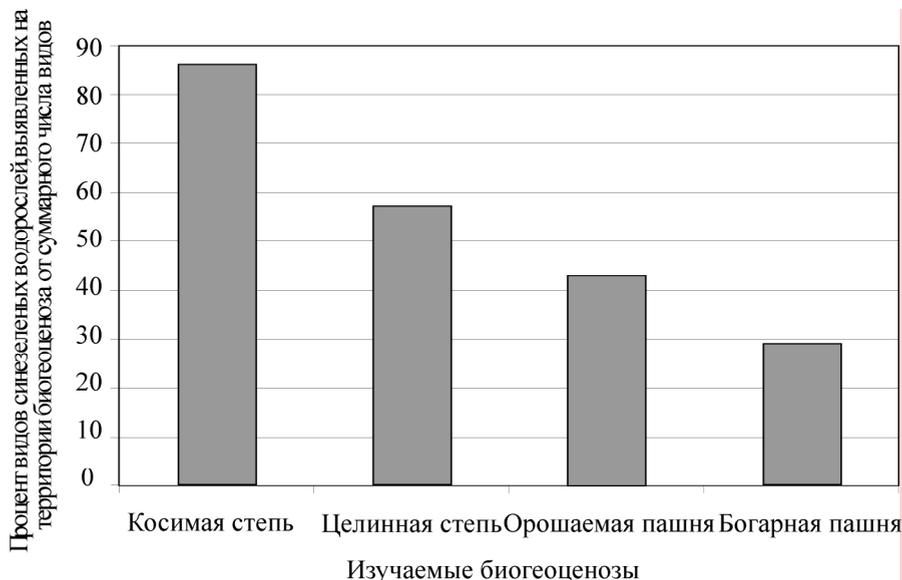


Рис. 1. Процентное соотношение видов синезеленых водорослей, выявленных на территории исследуемых биогеоценозов, к общему числу видов по всем стационарным пробным площадям

Между числом выявленных видов синезеленых водорослей и степенью антропогенной трансформации биогеоценозов прямолинейных зависимостей не выявлено. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о возможности как увеличения так и уменьшения видового богатства водорослей отдела *Cyanophyta* на антропогенно преобразованных территориях по сравнению с видовым богатством синезеленых водорослей целинного биогеоценоза. Поэтому при анализе изменения видового богатства *Cyanophyta* в условиях антропогенного воздействия целесообразно принимать во внимание не только степень антропогенной нагрузки, но и вид антропогенного влияния. Так, увеличение числа видов *Cyanophyta* в условиях косимой степи по сравнению с целиной (что отмечалось исследователями и для других почвенно-климатических зон [19]) возможно имеет связь с разряжением травяного покрова и увеличением проникновения солнечного света на поверхность почвы, что для автотрофных организмов является важным экологическим фактором [20]. Увеличение числа видов в условиях орошаемой пашни по сравнению с богарой объясняется увеличением увлажненности почвы [21], что в засушливых условиях степи часто выступает лимитирующим показателем. Уменьшение общего числа видов в богарной и орошаемой пашне в сравнении с целинной степью обуславливается реализацией агротехнических приемов [22].

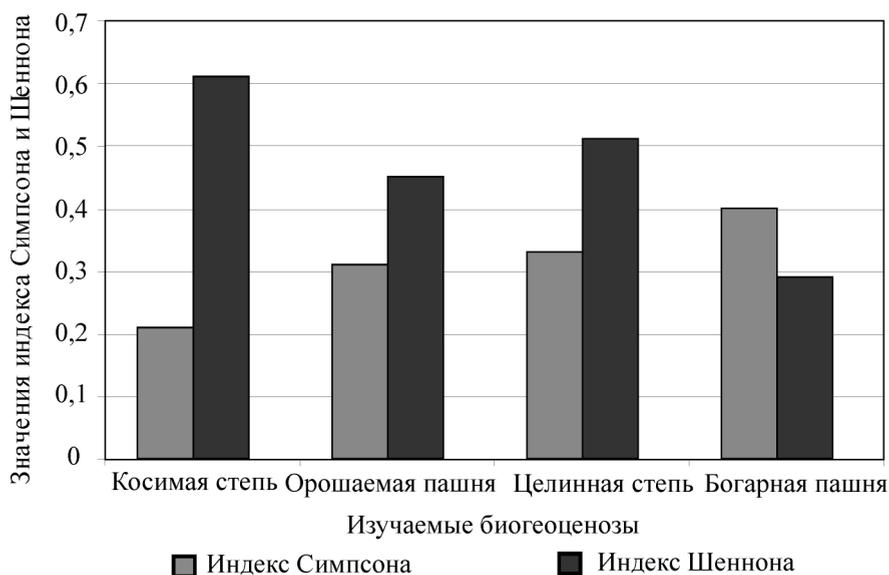


Рис. 2. Значения индекса Симпсона и Шеннона для изучаемых биогеоценозов

Рассчитанный для каждого исследуемого биогеоценоза индекс доминирования Симпсона отображает несколько иные зависимости (рис. 2) в сравнении с относительными значениями видового богатства. Принимая во внимание тот факт, что уменьшение разнообразия отображается увеличением значения индекса Симпсона, наибольшее видовое разнообразие отмечено на участке косимой степи,

второе и третье места принадлежат орошаемому агроценозу и биогеоценозу целинной степи (разница между значениями критерия Симпсона для них составляет 0,03), четвертое – агроценозу богарной пашни. Индекс Шеннона который уменьшает свое значение с уменьшением разнообразия отображает иное распределение биогеоценозов: первое место и, соответственно, наибольшее значение индекса у участка косимой степи, второе – у биогеоценоза целинной степи, богарная и орошаемая пашни распределяются на третьем и четвертом месте соответственно с наименьшими значениями индекса среди изучаемых биогеоценозов. Что в свою очередь говорит о том, что педогенно-преобразованные биогеоценозы характеризуются наименьшим видовым разнообразием синезеленых водорослей.

ВЫВОДЫ

Таким образом, проведенные результаты исследования биоразнообразия отдельных систематических групп (на примере синезеленых водорослей) в условиях антропогенного воздействия свидетельствует о возможности как увеличения так и уменьшения их видового разнообразия в освоенных биогеоценозах по сравнению с целинными. Изменение видового богатства синезеленых водорослей в изучаемых биогеоценозах связано с видом антропогенного влияния. Наименьшее биоразнообразие синезеленых водорослей отмечается в педогенно-преобразованных биогеоценозах.

Список литературы

1. Показатели устойчивого развития: структура и методология / [ред. В.Р. Цибульский; пер. с англ. М.А. Святловской, Г.В. Коротаевой, А.А. Рыбинской]. – Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН, 2000. – 359 с.
2. Юрцев Б. А. Эколого-географическая структура биологического разнообразия и стратегия его учета и охраны / Б.А. Юрцев // Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению. СПб.: ЗИН РАН. 1992. – С. 7–21.
3. Биологическое разнообразие Тауйской губы Охотского моря / [отв. ред. И.А. Черешнев]. – Владивосток: Дальнаука, 2005. – 714 с.
4. Жуков О.В. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Дошві черв'яки (*Lumbricidae*) : монографія / О.В. Жуков, О.Є. Пахомов, О.М. Кунах [За заг. ред. проф. О.Є. Пахомова] – Д.: Вид-во Дніпропетровського національного ун-ту, 2007. – 371 с.
5. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Павуки (*Aranei*): монографія / О.В. Прокопенко, О.М. Кунах, О.В. Жуков, О.Є. Пахомов / [ред. О.Є. Пахомова]. – Д.: Вид-во Дніпропетровського національного ун-ту, 2010. – 340 с.
6. Биологическое разнообразие Белорусского Поозерья: монография / [ред. Л.М. Мерзвинского]. – Витебск: УО «ВГУ им. П. М. Машерова», 2011. – 413 с.
7. Костіков І.Ю. Про збереження біорізноманітності ґрунтових водоростей / І.Ю. Костіков, Т.М. Дарієнко // Тези доповідей Національної конференції «Збереження біорізноманітності в Україні» (Канів, 21–24 жовтня 1997 р.) – Київ, 1997. – С. 38.
8. Разнообразие водорослей Украины / [ред. С.П. Вассера, П.М. Царенко] // Альгология. – 2000. – Т.10, № 4. – 309 с.
9. Кузяхметов Г.Г. Сравнительный анализ альгосинузий растительных сообществ Хомутовской степи // Актуальные проблемы современной альгологии. Тезисы докладов I Всесоюзной конференции. (Черкассы 23-25 сентября 1987 г.) – Киев: Наукова Думка, 1987. – С. 166.

10. Лебедева Н.В. Биологическое разнообразие: учебное пособие для студентов высших учебных заведений / Н.В. Лебедева, Н.Н. Дроздов, Д.А. Кривошук. – М.: Владос, 2004. – 432 с.
11. Голлербах М.М. Почвенные водоросли / М.М. Голлербах, Э.А. Штина – Л.: Наука, 1969. – 228 с.
12. Теппер Е.З. Практикум по микробиологии / Е.З. Теппер, В.К. Шильникова, Г.И. Переверзева – М.: Колос, 1979. – 216 с.
13. Водорості ґрунтів України : історія та методи досліджень, система, конспект флори [Костіков І.Ю. Романенко П.О., Демченко Е.М. та ін.]. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 300 с.
14. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. I. Синьозелені водорості – Cyanophyta. Частина 2., Клас гормогонієві – Hormogoniophyceae / Н.В. Кондратьєва. – К.: Наук. думка, 1968. – 523с.
15. Komarek J. Cyanoprocaryota. 2. Part: Oscillatoriales / J. Komarek, K. Anagnostidis – Jena-Stuttgart-Lubeck-Ulm: G.Fischer, 2005. – 759 s.
16. Кузяхметов Г. Г. Методы изучения почвенных водорослей / Г. Г. Кузяхметов, И. Е. Дубовик – Уфа: Изд. Башкирск. ун –та, 2001. – 58 с.
17. Егоренков Л.И. Геоэкология / Л.И. Егоренков, Б.И. Кочуров. – М.: Финансы и статистика, 2005. – 320 с.
18. Мильков Ф.М. Сельскохозяйственные ландшафты, их специфика и классификация / Ф.М. Мильков // Вопросы географии. – 1984. – № 124. – С. 24–34.
19. Чаплыгина О.Я. Почвенные водоросли лесного злаково-разнотравного луга и влияние скашивания на их развитие и распространение / О.Я. Чаплыгина // Ботан. журн.. – 1975. – Т. 60. – № 6. – С. 874–881.
20. Штина Э. А. Экология почвенных водорослей / Э. А. Штина, М. М. Голлербах. – М.: Наука, 1976. – 143 с.
21. Сайфуллина З.Н. Влияние орошения на почвенные водоросли / З.Н.Сайфуллина, Р. Г. Минибаев // Ботан. журн.. – 1980. – Т. 65, № 11. – С. 1613–1618.
22. Перминова Г.Н. Состав альгофлоры целинных и подвергшихся освоению почв. / Г.Н. Перминова, М. В. Гецен // Биогеоценологические исследования на сеяных лугах в восточноевропейской тундре. – Л.: Наука, 1979. – С. 54–64.

Щербина В. В., Мальцева І. А. Зміни біорізноманіття синьозелених водоростей в умовах антропогенного впливу // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 270–274.

Стаття містить данні результатів досліджень видового багатства та біорізноманіття синьозелених водоростей цілинних та антропогенно-трансформованих біогеоценозів. Зроблені висновки, що до впливу різних видів антропогенної трансформації на відповідні показники.

Ключові слова: біорізноманіття, видове багатство, синьозелені водорості, цілина, ділянка сіножаті, богарна та зрошувана рілля.

Scherbina V. V., Maltseva I. A. Changing of bluegreen algae diversity under the conditions of anthropogenic influence // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 270–274.

In the article the results of the research work of species diversity and bluegreen algae biodiversity of virgin and antropogenic-transformed biogeocenosis are given. Conclusions about the influence of various kinds of anthropogenic effect upon corresponding indices are made.

Key words: biodiversity, species diversity, bluegreen algae, virgin land, mowed steppe area, unwatered and irrigated arable lands.

УДК 550.4:631.445:477

ЛАНДШАФТНЕ РІЗНОМАНІТТЯ СЕРЕДНЬО-СУХОСТЕПОВОГО ПЕДОЕКОТОНУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я

Мороз Г. Б.

Одеський державний аграрний університет, Одеса, grishamoroz@mail.ru

Проведено оцінку ландшафтного різноманіття середньо-сухостепового педоекотону Північно-Західного Причорномор'я. Визначено, що педоекотон між сухим та середнім степом характеризується типовим ландшафтним різноманіттям в цілому, з наявністю ареалів із високим значенням даного показника.

Ключові слова: педоекотон, ландшафтне різноманіття, матриця, Північно-Західне Причорномор'я.

ВСТУП

У Північно-Західному Причорномор'ї виразною перехідною смугою є смуга переходу від середнього до сухого (південного) Степу, яка являє собою зону нестійкої кліматичної рівноваги між цими фізико-географічними одиницями. У цій смузі коливання кліматичної обстановки призводили до помітної зміни ґрунтових режимів та інтенсивності ґрунтоутворюючих процесів. Протягом голоцену такі зміни проходили неодноразово, причому протяжність змін клімату була достатньою для суттєвої перебудови ґрунтового профілю. Наслідки флуктуації клімату в досліджуваних ґрунтах проявилися у вигляді своєрідних реліктових морфологічних ознак і неоднозначних хімічних, фізичних та фізико-хімічних властивостей.

Перехідна смуга між середнім та сухим Степом у Північно-Західному Причорномор'ї є зоною динамічної рівноваги і відзначається специфічною географічною обстановкою, у тому числі завдяки активному впливу на процеси ґрунтоутворення Чорного моря і Причорноморських лиманів. Цю територію слід виділяти як мезоекотон між середнім та сухим Степом, який в умовах антропогенної зміни природних ландшафтів можна виразно спостерігати тільки в межах педосфери. Таким чином, перехідна (буферна) смуга між середнім та сухим Степом у Північно-Західному Причорномор'ї, як територія зі специфічною структурою ґрунтового покриву, де домінують чорноземи південні залишково- і слабосолонцюваті з реліктовими ознаками сухостепового ґрунтоутворення, є середньо-сухостеповим педоекотонном – ґрунтово-географічною одиницею між чорноземами південними і темно-каштановими ґрунтами.

МАТЕРІАЛ І МЕТОДИ

Об'єктом досліджень є перехідна смуга (педоекотон) між чорноземами південними і темно-каштановими ґрунтами в Північно-Західному Причорномор'ї. Предмет дослідження – ландшафтне різноманіття середньо-сухостепового педоекотону.

З метою вивчення ґрунтового покриву на досліджуваній території нами було закладено 6 репрезентативних ключових ділянок, на яких було проведено детальне дослідження ґрунтів (54 ґрунтових розрізи). При виборі ділянок враховано їх географічне положення, площу та геоморфологічні характеристики. Так, ключові ділянки охоплюють усі форми рельєфу – вододіли, схили різної довжини і форми, улоговини, балки та яри. Такий підхід дає змогу з'ясувати наявність геохімічних потоків речовини та енергії, а також виявити їх напрямки і дослідити ґрунти у зонах формування, транзиту та акумуляції. У межах ключів поширені всі типи та роди ґрунтів властиві для перехідної смуги між середнім та сухим Степом і їх репрезентативність дозволяє поширити отримані результати на всю територію досліджень.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОБГОВОРЕННЯ

Функціонально-динамічний аспект вивчення просторової диференціації екотонів (педоекотонів), як систем, вимагає дослідження їх ландшафтного різноманіття. З точки зору географії ґрунтів ландшафтне різноманіття розглядається нами як організуюча структуроформуюча система для реалізації формування структури ґрунтового покриву, зв'язок між елементами якої підтримується потоками речовини і енергії [1, стор. 137–141].

Показники гумусового стану та фізико-хімічні властивості ґрунтів є одними з найважливіших факторів забезпечення існування живих організмів у межах ландшафту, і тому характер їх перерозподілу може виступати в якості основи для вивчення ландшафтного різноманіття педоекотону. Нами розглядаються наступні аспекти ландшафтного різноманіття – структурний і функціональний. Структурне різноманіття характеризує співвідношення властивостей ґрунтів у просторово-часовому розрізі, а функціональне – процеси міграції, акумуляції і перевідкладення речовини (ерозія, дефляція, сорбція). Просторово-часова варіабельність цих аспектів визначає різноманіття педоекотону в цілому.

При аналізі зміни властивостей ґрунтів у межах педоекотону важливим є вивчення ґрунтових катен, які являють собою поєднання суміжних елементарних ландшафтів. У межах цих педотопокатен проходять однонаправлені потоки речовини з автономних ландшафтів місцевих вододілів до підпорядкованих ландшафтів місцевих депресій. Одним із ключових понять при вивченні таких катенарних систем є їх структура, що складається з радіальної (вертикальної) і латеральної (горизонтальної).

Виділення видів латеральної структури базується на закономірностях варіації властивостей ґрунтів у межах педотопокатен у верхніх горизонтах ґрунтових профілів і визначається за аналогічними видами структур у ландшафтознавстві [1, стор. 137–141] (табл. 1).

У свою чергу, видам радіальних структур даються назви в залежності від специфіки розподілу речовини в ґрунтовому профілі (табл. 2).

На рівні елементарної ландшафтної одиниці структуру можна розглядати двояко: з одного боку – виявлення характеру структури за окремими показниками (наприклад, за вмістом гумусу), а з іншого – за домінуючим видом структури, яка

властива ландшафту взагалі (наприклад, гумусово-ілювіальна), а також за сукупністю індивідуальних структур. Іншими словами, різноманіття на рівні елементарних ландшафтних одиниць є функцією кількості неоднакових видів структур або їх сукупностей.

Таблиця 1

Види латеральних структур

Структурний індекс	Вид структури	Особливості розподілу елементів (вміст)
1	Асцендіальна (висхідна)	Збільшення від елювіального ландшафту до супераквального
2	Дисцендіальна (низхідна)	Зменшення від елювіального ландшафту до супераквального
3	Депресійна	Зменшення від елювіального ландшафту до транселювіального і збільшення до супераквального
4	Піковидна	Збільшення від елювіального ландшафту до транселювіального і зменшення до супераквального
5	Рівномірна	Практично однаковий в межах катени

Таблиця 2

Види радіальних структур

Структурний індекс	Види структури	Особливості розподілу елементів (вміст)
1	Невиражена (рівномірна)	Однаковий у всіх горизонтах
2	Гумусо-аккумулятивна	Підвищений в горизонті Н _{ор} (Н)
3	Елювіальна	Підвищений в горизонті Н _е
4	Ілювіальна	Підвищений в горизонті Н _р (Н _Р)
5	Гумусово-ілювіальна	Підвищений в горизонтах Н і Н _р
6	Гумусово-елювіальна	Підвищений в горизонтах Н _{ор} (Н) і Н _е
7	Елювіально-ілювіальна	Підвищений в горизонтах Н _р і Н _н
8	Лесєвована	Підвищений в нижніх горизонтах

Різнманіття структур є високим (В) коли в педоекотоні виділяється велика кількість індивідуальних структур. Типовим (Т) різноманіття є тоді, коли домінують одна або кілька структур при великій кількості інших. Низьким (Н) різноманіття можна вважати тоді, коли серед усіх структур домінує одна при незначній кількості інших [1, стор. 137–141].

Використовуючи показники властивостей ґрунтів, встановлюють види латеральної та радіальної структури за якими будуються оціночні матриці. При вивченні різноманіття латеральних структур одному показнику в межах катени відповідає одна геохімічна структура. Після побудови оціночної матриці різноманіття латеральних структур (табл. 3) визначається частота зустрічання різних видів структури і рівень різноманіття для педоекотону в цілому.

Таблиця 3

Оціночна матриця різноманіття елементарних латеральних структур педоекотону

Показник	Структурний індекс за ключ-ділянками						Підсумковий тип структури
	Кубанка	Красносілка	Фонтанка	Візирка	Южне	Лугове	
Гумус, %	2	5	1	1	1	1	1
$C_{гк}, \%$	2	5	1	1	1	1	1
$C_{фк}, \%$	2	1	1	1	1	1	1
$C_{гк} \cdot C_{фк}$	1	2	2	2	1	2	2
pH	1	2	2	2	2	2	2
БЄ	2	1	1	1	1	1	1
Сс	2	1	2	3	2	2	2
E_{485}	2	1	1	1	1	1	1
E_{690}	2	1	4	1	1	1	1
E_4/E_6	2	2	3	2	2	2	2
$K_{ст}$	1	1	4	1	1	1	1
Коаг. $CaCl_2$, мл	1	2	2	2	2	2	2
Частота зустрічання	1 = 7; 2 = 5						
Різнманіття	Типове						

У процесі оцінки різноманіття радіальних структур слід враховувати розподіл кожного показника в ґрунтових профілях, що закладені в межах катен. В оціночній матриці різноманіття елементарних радіальних структур (табл. 4) (як і для латеральних структур) у комірки вводяться структурні індекси виявлених структур для кожного n -го показника в кожному n -ому розрізі. Частота зустрічання визначається як для кожної катени (стовпчик), так і для кожного розрізу (рядок). Внаслідок цього можна оцінити різноманіття радіальних структур у катенах, а також загальне елементарне різноманіття для всього педоекотону.

Для врахування частоти зустрічання різних видів радіальних структур будується оціночна матриця частоти зустрічання радіальних структур в катенах і їх різноманіття (табл. 5). В її рядках розміщені розрізи, а в стовпчиках – структурні індекси радіальних структур. Для кожного n -го розрізу в певній комірці вказано скільки разів зустрічається певний n -ий тип структури. Оцінка різноманіття структур проводиться як для катени (по стовпчиках), так і для окремих розрізів (по рядках). Ступінь різноманіття радіальних структур для педоекотону в цілому дається за сумарним різноманіттям індивідуальних структур розрізів і сумарному різноманіттю в катенах [1, с. 137–141].

На основі аналітичних даних нами встановлено види латеральної і радіальної структур педотопокатен, за якими побудовані матриці оцінки ландшафтного різноманіття педоекотону. Були отримані індекс різноманіття латеральних структур і три індекси різноманіття радіальних структур: індекс різноманіття елементних структур для окремих показників, індекс різноманіття індивідуальних структур

**ЛАНДШАФТНЕ РІЗНОМАНІТТЯ СЕРЕДНЬО-СУХОСТЕПОВОГО ПЕДОЕКОТОНУ
ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я**

Таблиця 4

Оціночна матриця різноманіття елементарних радіальних структур
в педотопокатенах

К-д	№ роз-різу	Умови залягання	Показник/структурний індекс								
			Гумус, %	C _{гк} , %	C _{фк} , %	C _{гк} :C _{фк}	БЭ	Cс	E ₄₈₅	E ₆₉₀	E ₄ /E ₆
Ку-банка	1	Рівнина	2	2	2	2	2	2	2	2	8
	2	Нчс	2	2	2	2	2	2	2	2	8
Красносілка	1.12	Рівнина	2	2	2	2	2	5	2	2	8
	1.8	Вчс	2	2	2	2	2	2	2	5	8
	2.15	Вчс	2	2	2	2	5	2	2	2	8
	2.17	Нчс	5	2	2	2	2	2	5	5	8
	2.5	Вчс	2	2	2	2	5	2	2	2	4
	2.4	Нчс	2	5	4	2	2	2	2	2	8
Фонтанка	3.7	Рівнина	6	2	2	2	3	2	2	2	8
	3.3	Вчс	5	5	5	2	5	5	2	2	8
	3.4	Нчс	6	6	6	6	5	3	2	2	8
	3.6	Тальвег	2	2	2	2	2	5	2	2	8
Візирка	2.1	Вчс	2	2	2	2	2	2	2	2	8
	2.2	Тальвег	2	2	2	2	3	2	2	2	8
	2.3	Рівнина	2	2	2	2	5	2	2	2	4
	2.4	Нчс	2	2	2	2	5	3	2	2	8
Южне	2	Рівнина	3	2	2	2	5	5	2	2	8
	4	Вчс	3	2	2	2	5	2	2	2	4
Лугове	1	Нчс	2	2	2	2	2	2	2	2	8
	2	Вчс	2	2	5	2	2	2	2	5	8
	3	Рівнина	2	2	2	2	2	2	2	2	8
Кількість структур			4	3	4	2	3	3	2	2	2
Елементарне різноманіття			Т	Т	Т	Н	Т	Т	Н	Н	Н
Сумарне елементарне різноманіття			Низьке (Н7Т5)								

Таблиця 5

Оціночна матриця частоти зустрічання елементарних радіальних структур
в педотопокатенах і їх різноманіття

К-д	№ роз-різу	Умови залягання	Тип структури/частота зустрічання						Різнманіття індивідуальних структур розрізів
			2	3	4	5	6	8	
Ку-банка	1	Рівнина	9					3	Низьке
	2	Нчс	9					3	Низьке
Красносілка	1.12	Рівнина	8			1		3	Низьке
	1.8	Вчс	8			1		3	Низьке
	2.15	Вчс	8			1		3	Низьке

Закінчення таблиці 5

К-д	№ розрізу	Умови залягання	Тип структури/частота зустрічання						Різноманіття індивідуальних структур розрізів
			2	3	4	5	6	8	
Красносілка	2.17	Нчс	6			3		3	Типове
	2.5	Вчс	8		1	1		2	Типове
	2.4	Нчс	7		1	1		3	Типове
Фонтанка	3.7	Рівнина	7	1			1	3	Типове
	3.3	Вчс	4			5		3	Високе
	3.4	Нчс	3	1		1	4	3	Високе
	3.6	Тальвег	8			1		3	Низьке
Візирка	2.1	Вчс	9					3	Низьке
	2.2	Тальвег	8	1				3	Низьке
	2.3	Рівнина	8		1	1		2	Типове
	2.4	Нчс	7	1		1		3	Типове
Южне	2	Рівнина	6	1		2		3	Високе
	4	Вчс	7	1	1	1		2	Високе
Лугове	1	Нчс	9					3	Низьке
	2	Вчс	7			2		3	Типове
	3	Рівнина	9					3	Низьке
Сумарне різноманіття для розрізів									Типове (Н10Т7В4)
Сума частот і їх різноманіття			155	6	4	22	5	60	Типове

грунтових розрізів, підсумковий індекс різноманіття частот зустрічання структур [2, с. 139-142]. На основі наведених індексів визначається інтегральний показник різноманіття радіальних структур, а також підсумковий індекс ландшафтного різноманіття всього педоекотону (табл. 6).

Таблиця 6

Ландшафтне різноманіття середньо-сухостепового педоекотону

Різноманіття латеральних структур	Різноманіття радіальних структур				Підсумковий індекс ландшафтного різноманіття
	Елементних структур	Структур ґрунтових розрізів	Частот зустрічання структур	Інтегральний показник різноманіття структур	
Т	Н	Т	Т	НТТ	Т/НТТ

Отже, педоекотон між середнім та сухим Степом характеризується типовим ландшафтним різноманіттям. Це підтверджує те, що ландшафтна організованість екотонів є вищою, ніж в екотоноутворюючих структур і доводить існування педоекотону між чорноземами південними і темно-каштановими ґрунтами, так як ландшафтне різноманіття чорноземів південних і темно-каштанових ґрунтів є більш низьким [2, стор. 139–142]. З іншого боку, типове ландшафтне різноманіття позиціонує розуміння педоекотону як самостійної цілісної системи, яка

характеризується певними властивостями, структурою і функціонуванням. Також на основі цього, вслід за В.В. Нероновим та Т.В. Боброю [3, стор. 35–45], можна визнати існування в екотонах відмінного від ядерних систем типу цілісності – функціональної, або цілісності взаємодії.

Проте в катенах деяких ключ-ділянок ландшафтне різноманіття є високим, що вможлиблює їх виділення як певних активних центрів, що відіграють роль своєрідних сполучних територій (екокоридорів) між екотоноформуючими системами. Це є підтвердженням дискретності педоекотону між сухим та середнім Степом, що разом з явищем континуальності сприяє утворенню його поліморфної природи.

Також однією з характерних ознак досліджуваного педоекотону є індикативні ґрунти, що поширені на його території – чорноземи південні слабо- і залишково-солонцюваті. Вони характеризуються наявністю комплексу чорноземних ґрунтових показників, а також деякими реліктовими показниками сухостепоного ґрунтоутворення, що властиві темно-каштановим ґрунтам. Це також підтверджує перехідний (екотональний) статус досліджуваної території [2, стор. 139–142].

Отже, ареали поширення чорноземів південних залишково- і слабосолонцюватих варто виділяти як педоекотон між середнім та сухим Степом (чорноземами південними несолонцюватими і слабосолонцюватими та темно-каштановими ґрунтами).

Власне, педоекотон слід визначати як динамічну просторово-часову ґрунтово-географічну систему, що формується в зоні контакту окремих типів (підтипів ґрунтів) і характеризується відносно високими градієнтами властивостей та параметрів, внутрішньою неоднорідністю і функціональною зв'язаністю елементів структури, серед яких зустрічаються як об'єкти суміжних педоектоноформуючих тіл так і специфічні для даного педоекотону утворення.

ВИСНОВКИ

1. Смугу переходу від темно-каштанових ґрунтів до чорноземів південних в Північно-Західному Причорномор'ї, яку займають чорноземи південні залишково- і слабосолонцюваті, варто визначити як середньо-сухостеповий педоекотон – своєрідну ґрунтово-географічну одиницю.

2. Середньо-сухостеповий педоекотон у Північно-Західному Причорномор'ї характеризується континуальністю та дискретністю своєї структури. Континуальність педоекотону виражається в його фрактальності, тобто поділі на схожі за властивостями педотопокатени. Дискретність визначається наявністю певних активних центрів, що відіграють роль своєрідних сполучних територій (екокоридорів) між екотоноформуючими системами.

3. Педоекотон між сухим та середнім степом в Північно-Західному Причорномор'ї характеризується типовим ландшафтним різноманіттям, що позиціонує розуміння педоекотону як самостійної цілісної системи, яка характеризується певними властивостями, структурою і функціонуванням.

Список літератури

1. Чертко Н.К. Геохимическая структура как основа оценки ландшафтного разнообразия / Н.К. Чертко, А.А. Карпиченко, П.В. Жумарь, Т.А. Сергиеня // География и природные ресурсы. – Новосибирск: АИ «ГЕО», 2006. – № 3. – С. 137–141.
2. Мороз Г.Б. Ґрунти середньо-сухостепового педоекотону Північно-Західного Причорномор'я: монографія / Г.Б. Мороз, В.І. Михайлюк. – Львів : ЗУКЦ, 2011. – 184 с.
3. Бобра Т.В. Проблема изучения геозкотонів и экотонизации геопространства в современной географии / Т.В. Бобра // Ученые записки Таврической национальной университета им. В. И. Вернадского. Серия «География». – 2004. – Том 17 (56). – № 3. – С. 35–45.

Мороз Г. Б. Ландшафтне різноманітність середнь-сухостепного педоекотона Северо-Западного Причорномор'я // Екосистеми, їх оптимізація і охорона. Симферополь: ТНУ, 2012. Вып. 7. С. 275–282.

Проведена оцінка ландшафтного різноманітності середнь-сухостепного педоекотона Северо-Западного Причорномор'я. Визначено, що педоекотон між сухою і середньою Степ'ю характеризується типовим ландшафтним різноманітністю в цілому, з наявністю ареалів з високим значенням даного показателя.

Ключевые слова: педоекотон, ландшафтне різноманітність, матриця, Северо-Западне Причорномор'є.

Moroz G. B. Landscape diversity of medium-dry steppe pedoeckoton of North-Western Prichernomor'ya // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 275–282.

The assessment of landscape diversity of medium-dry steppe pedoeckoton of North-Western Prichernomor'ya has been done. It was determined that pedoeckoton between dry and medium Steppe is characterized by a typical landscape diversity in general, the presence of areas with a high value of this indicator.

Keywords: pedoeckoton, landscape diversity, the matrix, the North-Western Prichernomor'ya.

УДК 502.3 (047.32) (292.471)

ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИМОРСКОГО РЕГИОНА: ОСОБЕННОСТИ ПРАВОВОГО ПОЛЯ

Ветрова Н. М.¹, Гайсарова А. А.²

¹*Крымский научный центр Национальной академии наук Украины и Министерства образования и науки, молодежи и спорта Украины, Симферополь, хаос@narps.edu.ua*

²*Национальная академия природоохранного и курортного строительства, Симферополь*

В статье рассмотрены основы правового регулирования мероприятий по обеспечению экологической безопасности в регионах. Конкретизирована нормативно-правовая база экологического управления в регионе на примере Крымского региона в рамках полномочий государственных органов управления.

Ключевые слова: нормативно-правовая база, правовые акты региональных органов государственного управления.

ВВЕДЕНИЕ

Для обеспечения экологической безопасности любой территории важность управленческих мер не вызывает сомнений. Процессы управления в экологической сфере на современном этапе приобретают все большее значение, поскольку с одной стороны не преодолены негативные тенденции в развитии экологических процессов, а с другой – расширяется в обществе понимание важности решения проблем безопасности жизни не только живущего сегодня поколения, но и будущих. Данная проблема разрабатывалась многими учеными – Боковым В.А., Лушиком А.В. [1], Шевчуком В.Я., Саталкиным Ю.Н., Билявским Г.А. [2], Хлобистовым Е.В. [3], в том числе правоведами – Слепченко Т. [4], Андрейцевым В. [5], Химич А. [6], Заржицким А. [7]. Однако параметры процесса управления экологической безопасностью и условия его осуществимости постоянно изменяются под влиянием системы факторов, в том числе и нормативно-правового характера, что определяет актуальность исследования и конкретизации аспектов обеспечения экологически безопасных параметров территорий. Учитывая, что в приморских регионах экологические проблемы часто проявляются особенно остро, целью данной статьи есть выявление особенностей действующего правового сопровождения управления экологической безопасностью приморских регионов Украины.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Правовое поле экологического управления обеспечивает возможности субъекта управления на государственном уровне, уровне общественного управления, или в производственных системах. Общественное управление основано на правовых нормах Закона Украины «Об охране окружающей природной среды» (статьи 9, 21) [8]. Управление производственной деятельностью предприятий основано на

положениях статьи 29 Закона Украины «Про охорону атмосферного повітря» в части вопросов охраны атмосферы от производственных выбросов и на положениях Закона Украины «Про природно-заповідний фонд України», в соответствии с которым непосредственное экологическое управление природно-заповедным фондом осуществляют предприятия, в чьем ведении данный фонд находится [9]. Государственное управление экологической направленности осуществляется органами государственной исполнительной власти и при этом особое значение имеет региональный уровень управления.

В настоящее время происходит процесс нарастания специфических экологических проблем на каждой отдельной территории, а также возрастания роли регионов, как в социально-экономическом плане, так и в решении проблем окружающей природной среды. При этом значение реализации норм экологического права на региональном уровне повышается. Именно поэтому экологическая безопасность в регионе все больше становится объектом правового регулирования, требует конкретизации, как в процессе разработки и реализации правовых процедур взаимодействия всех институтов власти, хозяйствующих субъектов, правоохранительных органов, общественных организаций, так и организационно-правовых норм контроля, финансирования, исследования и др. Кроме того существует понимание [7, стр. 63], что экологической безопасности страны в целом без обеспечения экологической безопасности отдельной ее части осуществить невозможно и на региональном уровне принимаются соответствующие правовые документы, действие которых распространяется на отдельную территорию в рамках административного деления. Преимуществом данных документов можно считать уровень конкретизации рассматриваемых экологических проблем и мероприятий по их решению применительно к данной административной территории.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Особенности региональных систем экологического управления связаны с ролью и обязанностями региона в решении социально-экономических и экологических проблем сегодня. При этом, реализуя нормы экологического законодательства государственное управление экологической сферой осуществляется посредством разработки, реализации и контроля государственных программ, обеспечивающих решение проблем сохранения, возобновления характеристик, охраны окружающей природной среды на основе действующих нормативно-правовых актов, которые постоянно совершенствуются. Так, в частности вместо утратившего силу Постановления КМУ «Про порядок розроблення державних екологічних програм» был принят в 2004 году Закон Украины «Про государственные целевые программы» [10], в котором одной из сфер государственных целевых программ выделена охрана окружающей среды, а в соответствии с направленностью – экологические государственные целевые программы, целью которых является осуществление общегосударственных природоохранных мероприятий, предупреждения катастроф экологического характера и ликвидация их последствий [10, статья 3]. Иницируют целевые

программы, в том числе и на региональном уровне. Важным аспектом разработки целевых программ, которые имеют неэкологическую направленность является обязательная оценка экологических последствий по ожидаемым результатам выполнения таких программ.

Региональные экологические программы, планы охватывают значительный комплекс проблем отдельного региона в зависимости от складывающихся особенностей состояния окружающей природной среды. В качестве примера следует рассмотреть опыт Днепропетровской области, в которой разработан и реализуется «Региональный план действий по обеспечению экологической безопасности Днепропетровской области», в котором проведена классификация производств региона по степени опасности и утилизации отходов и определены меры по предотвращению ухудшения обстановки, на основе комплексной экологической оценки территории области предусматривает классификацию по степени напряженности экологической ситуации – выделяет территории с благоприятной, удовлетворительной, опасной и критической ситуацией. Однако не все аспекты, связанные с проблемой производственных загрязнений решены в названном плане и требуются специальные меры по совершенствованию как самого документа, так и собственно управленческих действий [7, стр. 67].

Практические задачи по совершенствованию экологического управления стоят перед различными регионами Украины, в том числе и в Крыму, который занимает особое место в административно-территориальной устройстве Украины. АР Крым – «...неотъемлемая составная часть Украины и в пределах полномочий, определенных Конституцией Украины, решает вопросы, отнесенные к ее ведению [11, стр. 3]». К числу таких вопросов (статья 17) относятся вопросы охраны окружающей природной среды АР Крым – «...обеспечивается охрана окружающей природной среды, включая природно-заповедный фонд, курортные, рекреационные, лечебно-оздоровительные, водозащитные и иные типы территорий и объектов. ...АР Крым разрабатывает и осуществляет мероприятия и программы по обеспечению экологической безопасности [11, стр. 15]».

К ведению АР Крым (статья 18) относятся широкие права в сфере охраны окружающей среды и природопользования – «...разработка и утверждение программ рационального природопользования, охраны окружающей природной среды в АР Крым в соответствии с общегосударственными программами и их реализация [11, стр. 19]; решение вопросов экологической безопасности, рационального использования, охраны, воспроизводства земли и природных ресурсов, объявление карантина и зон стихийного бедствия в соответствии с законами Украины [11, стр. 21]; инициирование введения чрезвычайного положения и установления зон чрезвычайной экологической ситуации в АР Крым или отдельных ее местностях [11, стр. 22]».

Верховная Рада АР Крым как представительский орган, выражающий интересы граждан, территориальных громад, местного самоуправления в пределах своих полномочий, разрабатывает и принимает нормативно-правовые акты в виде постановлений, в том числе и по вопросам охраны окружающей природной среды. Так, Верховная Рада АР Крым приняла Постановление «О Программе охраны и

улучшения состояния окружающей природной среды в Автономной Республике Крым на 1999–2001 годы» №803–2/99 от 17.11.1999 г., в которой были определены основные показатели, характеризующие окружающую природную среду территории, интенсивность ее использования и загрязнения в Крыму; сформулированы основные экологические проблемы территории и основные направления мероприятий настоящей Программы (охрана от загрязнения атмосферного воздуха, охрана от загрязнения и рациональное использование водных ресурсов, экологически безопасное складирование, обезвреживание и утилизация отходов, охрана и рациональное использование недр, земель, растительности, животного мира, природно-заповедного фонда, охрана и рациональное использование земель, охрана и рациональное использование растительности, охрана и воспроизводство животного мира, охрана, расширение и улучшение состояния природно-заповедного фонда, охрана и рациональное использование минеральных ресурсов, обеспечение радиационной безопасности, обеспечение экологического контроля и управления состоянием окружающей природной среды, экологическое образование и воспитание населения, повышение экологической квалификации специалистов, международное сотрудничество для решения экологических проблем республики), итоговые показатели по результатам реализации программы. В развитие данного вопроса также принимались Постановления ВР АР Крым «Об упорядочении взимания сборов за загрязнение окружающей природной среды в Автономной Республике Крым» (№ 730–2/1999 г.), «О мерах по улучшению экологического состояния долин рек в Автономной Республике Крым и рациональному использованию их природных ресурсов» (№ 911–2/2000 г.), «О Региональной программе защиты населенных пунктов и сельхозугодий в Автономной Республике Крым от вредного действия вод на 2001–2005 годы» (№ 1813–2/2001 г.).

Для внедрения системы мониторинга состояния окружающей природной среды была разработана и принята «Программа ведомственной системы мониторинга окружающей природной среды в Автономной Республике Крым на 2002–2005 годы» (№ 340–3/2002 г.). В Программе определены особенности экологического мониторинга в Крыму: при сравнительно небольшой территории площадью (без г. Севастополя) 26,08 тыс. км² отмечается исторически сложившееся соединение уникальной природы, гидроминеральных ресурсов озера Сиваш, лечебных грязей озера Майнаки, природно-заповедного фонда и химического комплекса Северного Крыма, рисосеяния, объектов оборонного комплекса и т. д. Выявлены проблемы организации мониторинга (устаревшее лабораторное оборудование, недостаточное количество передвижного оборудования, низкий уровень компьютеризации) и определены меры по их преодолению. Также установлены объекты и перечень точек наблюдения за состоянием окружающей природной среды на территории Крыма, утверждена организационная структура проведения мониторинга.

В последующие годы Верховная Рада Крыма рассмотрела вопросы «Об упорядочении сети территорий природно-заповедного фонда местного значения в Автономной Республике Крым», «О положении, сложившемся в Автономной Республике Крым в результате чрезвычайной ситуации природного характера,

преодоления ее последствий», «О Положении о порядке установления лимитов и выдачи разрешений на использование природных ресурсов в границах территорий и объектов природно-заповедного фонда местного значения в Автономной Республике Крым», «О Порядке объявления природных территорий Автономной Республики Крым курортными территориями местного значения».

В настоящее время действует Региональная программа по охране и воспроизводству лесов, повышению их продуктивности и рационального использования на 2005–2015 гг., однако следует отметить, что не все правовые вопросы урегулированы в действующих документах. Целесообразно расширение, углубление программных решений по охране окружающей природной среды в Крыму ввиду важности сохранения уникальных природных и исторических комплексов не только регионального, но и мирового уровня.

Совет министров АР Крым как орган исполнительной власти в Крыму осуществляет функции и полномочия, отнесенные к его самостоятельному ведению, в том числе и по вопросам охраны окружающей природной среды, организации и обеспечения безопасных и здоровых условий жизни населения [20, стр. 49–50]. Советом министров АР Крым принимались решения по важным в экологическом плане проблемам: «О специальном противооползневом режиме в оползневых и оползнеопасных зонах Автономной Республики Крым», «О финансировании природоохранных мероприятий из Республиканского (Автономной Республики Крым) фонда охраны окружающей природной среды в 2005 году», «О мерах по охране водных живых ресурсов».

Постановлением Совета министров АР Крым в республике создан и действует специальный региональный орган исполнительной власти в сфере охраны окружающей природной среды, рационального использования и воспроизводства природных ресурсов, заповедного дела, экологической и, в пределах своей компетенции, радиационной безопасности на территории Автономной Республики Крым. Республиканский комитет Автономной Республики Крым по охране окружающей природной среды (с 1997 по 2005 гг. – Государственный комитет республики Крым по охране окружающей среды и природных ресурсов) функционально подчиняется Министерству охраны окружающей природной среды Украины и входит в систему республиканских органов исполнительной власти Автономной Республики Крым. В пределах своих полномочий Рескомприроды Крыма обеспечивает реализацию государственной политики в сфере охраны окружающей природной среды, рационального использования и воспроизводства природных ресурсов, а также обеспечивает экологическую и, в пределах своей компетенции, радиационную безопасность на территории Автономной Республики Крым. Разрабатываются нормативы ведения учета токсичных отходов, решения по определению территорий заповедных зон, приказы о мерах по охране атмосферы от выбросов автомобильного транспорта и другим вопросам, которые входят в компетенцию Рескомприроды Крыма.

Однако существуют многие сферы охраны окружающей природной среды, которые требуют дальнейшего правового сопровождения на региональном уровне. Так, требуется разработка правового сопровождения вопросов использования

минеральных ресурсов АР Крым (в частности перевод крымских месторождений пильного известняка с общенационального на местный уровень управления), функционирования предприятий по сортировке и переработке (утилизации) ТБО в регионе, мониторингу качества водных ресурсов полуострова, прекращению функционирования Бахчисарайского и Джанкойского полигонов ядохимикатов и другие вопросы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом, нормативно-правовая база охраны окружающей природной среды и безопасности в Украине и на региональном уровне, на данном этапе требует определенных корректировок и совершенствования.

Следует отметить, что нормативно-правовые документы разных уровней регулирования (законы, постановления, положения, программы, правила) отличаются по структуре подачи материала о мерах и действиях. Поскольку аналогичная информация в различных документах часто располагается в несоответствующих разделах или в другой последовательности, то эта особенность затрудняет восприятие положений актов, а также усложняет разработку и реализацию мероприятий в экологическом управлении на различных его уровнях.

Также отмечается определенная несогласованность действующих нормативных документов на отраслевом и высшем уровне управления, что часто связано с непроработанностью схем утверждения и регистрации таких документов. Кроме того, анализ действующих на региональном уровне Автономной Республики Крым программ и планов позволяет сделать вывод о недостаточном охвате правовыми документами проблематики охраны окружающей природной среды, природопользования в регионе. Так, не принята на текущий период и перспективу комплексная Программа охраны и улучшения состояния окружающей природной среды в Автономной Республике Крым (действие предыдущей завершено 2001 г.), не урегулированы вопросы комплексного сбора и утилизации промышленных, отходов, твердых бытовых отходов, мероприятий по поддержанию санитарного состояния городов-курортов, охране атмосферного воздуха от промышленных и других загрязнений и ряда других экологических проблем полуострова.

Важным направлением совершенствования нормативно-правового обеспечения экологического управления является дальнейшее углубление научного обеспечения процесса разработки, реализации и контроля экологической политики на региональном и местном уровнях, включая потенциал научных и общественных организаций. В АР Крым проводятся научные исследования по проблемам экологии учеными научно-исследовательского центра «Технологии устойчивого развития Таврического национального университета им. В.И. Вернадского» (подготовлены «Региональная программа формирования национальной экологической сети в АР Крым на период до 2015 г.», «Концепция программы охраны окружающей среды АР Крым до 2010 г.»), Национальной академии природоохранного и курортного строительства (подготовлена «Концепция развития нетрадиционных источников энергии и энергосберегающих систем в АР Крым»), Крымского научно-исследовательского проектного института (разработаны градостроительные

системы городов-курортов с учетом мер сохранения природных систем, пространственно-планировочные схемы рекреационных территорий), Сакской гидрогеологической режимно-эксплуатационной станции ЗАО Укропофздравница (проводится постоянный мониторинг гидро-, бальнеоресурсов Евпаторийского курорта, разработана программа мероприятий по сохранению Сакского озера), ННЦ АН Украины «Никитский ботанический сад» (подготовлены мероприятия по охране флоры Южного берега Крыма), а также в Крыму действует широкое общественное экологическое движение, которое возглавляет Крымская республиканская ассоциация «Экология и мир». Все научные организации объединяют широкие научные коллективы и могут быть привлечены к программированию мер по обеспечению экологической безопасности приморских регионов, в том числе и разрабатывать предложения по совершенствованию нормативно-правовой база экологического управления.

Список литературы

1. Боков В. А, Основы экологической безопасности / В. А. Боков, А. В. Лушик. – Симферополь: СОНАТ, 1998. – 224 с.
2. Екологічне управління : Підручник / В. Я. Шевчук, Ю. М. Саталкін, Г. О. Білявський та ін. – К.: Либідь, 2004. – 432 с.
3. Хлобистов С. В. Екологічна безпека трансформаційної економіки / С. В. Хлобистов / РВПС України НАН України / Відп. ред. Дорогунцов С. Д. – К.: Агентство «Чорнобильінтерінформ», 2004. – 336 с.
4. Слепченко Т. Організаційно-правові питання забезпечення екологічної безпеки на виробництві / Т. Слепченко // Право України. –2002. – №5. – С. 68–72.
5. Андрейцев В. Право екологічної безпеки: проблеми формування об'єктного складу / В.Андрейцев // Право України. –2001. – №1. – С. 9–12.
6. Хімич О. Екологічна безпека як елемент національної безпеки / О. Хімич // Право України. – 2002. – №11. – С. 44–48.
7. Заржицький О. Екологічна безпека в регіоні як об'єкт правового регулювання / О. Заржицький // Право України. – 2002. – №5. – С. 63–68.
8. Закон Украины «Об охране окружающей природной среды». – Харьков: Экологическое законодательство Украины, 1997. – 47 с.
9. Зуев В. Правове регулювання реалізації екологічного управління в Україні та шляхи його вдосконалення В. Зуєв // Управління у сфері охорони довкілля та природокористування в Україні: проблеми та шляхи вирішення. – К.:, 2003. – С. 55–56.
10. Закон України «Про державні цільові програми» // Відомості Верховної Ради. – 2004. – №25. – С. 352–360.
11. Конституция Автономной Республики Крым – Симферополь: Изд-во «КРЫМПОЛИГРАТОРГ», 1999. – 64 с.

Ветрова Н. М., Гайсарова А. А. Забезпечення екологічної безпеки приморського регіону: особливості правового поля // Екосистеми, їх оптимізація та охорона. Сімферополь: ТНУ, 2012. Вип. 7. С. 283–290.

У статті розглянуті основи правового регулювання заходів щодо забезпечення екологічної безпеки в регіонах. Конкретизовано нормативно-правова база екологічного управління в регіоні на прикладі Кримського регіону в рамках повноважень державних органів управління.

Ключові слова: нормативно-правова база, правові акти регіональних органів державного управління, заходи з удосконалення правового забезпечення екологічного управління.

Vetrova N. M., Gaysarova A. A. Ensuring environmental safety of the coastal regions: features of legal field // Optimization and Protection of Ecosystems. Simferopol: TNU, 2012. Iss. 7. P. 283–290.

This article covers the basics of regulatory measures to ensure environmental safety in the region. The legal framework of environmental management in the region as an example of the Crimean region under the authority of the public administration is concretized.

Key words: legal framework, legal acts of the regional government, measures to improve the legal provision of environmental management.

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ

Ануфриева Елена Валерьевна, аспирантка; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Бактыбаева Зульфия Булатовна, к.б.н., старший научный сотрудник; Государственное автономное научное учреждение «Институт региональных исследований Республики Башкортостан», ул. К. Цеткин 2, Сибай, 453830, Россия.

Баранова Татьяна Валентиновна, к.б.н., научный сотрудник; Ботанический сад им. проф. Б. М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета, ул. Ботанический сад 1, Воронеж, 394068, Россия.

Боков Владимир Александрович, д.геогр.н., профессор, зав. кафедрой геоэкологии; Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, пр. Академика Вернадского 4, Симферополь, 95007.

Брижатая Альбина Александровна, к.б.н., старший научный сотрудник; Ботанический сад-институт ДВО РАН, ул. Маковского 142, Владивосток, 690024, Россия.

Брянцева Юлия Валентиновна, к.б.н., старший научный сотрудник; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Бурда Раиса Ивановна, д.б.н., профессор, зам. директора по научной работе; Научный центр экомониторинга и биоразнообразия мегаполиса НАН Украины, ул. Академика Лебедева 37, Киев, 03143.

Вахрушева Людмила Павловна, к.б.н., доцент, доцент кафедры ботаники и физиологии растений и биотехнологии; Таврический национальный университет им. В. И. Вернадского, пр. Академика Вернадского 4, Симферополь, 95007.

Вергун Елена Николаевна, к.б.н., науковий співробітник; Національний ботанічний сад ім. М. М. Гришка НАН України, вул. Тімірязєвська 1, Київ, 01014.

Ветрова Наталья Моисеевна, д.т.н., профессор, зав. кафедрой; Национальная академия природоохранного и курортного строительства, ул. Киевская 181, Симферополь, 95493.

Воронин Андрей Алексеевич, к.с.-х.н., директор; Ботанический сад им. проф. Б. М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета, ул. Ботанический сад 1, Воронеж, 394068, Россия.

Гайсарова Анастасия Андреевна, ассистент; Национальная академия природоохранного и курортного строительства, ул. Киевская 181, Симферополь, 95493.

Георгиева Елена Юрьевна, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Гетьман Тарас Павлович, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Гольдин Евгений Борисович, к.б.н., доцент, с.н.с., доцент кафедры охотоведения, лесоводства и экологии леса; Южный филиал Национального университета биоресурсов и природопользования Украины «Крымский агротехнологический университет», Симферополь, п/о Аграрное, 95492.

Горбунов Владимир Петрович, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Джулай Артем Александрович, аспирант; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Иванова Екатерина Александровна, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Игнатюк Алексей Анатольевич, кандидат биологических наук, доцент, зав. отделом экомониторинга; Научный центр экомониторинга и биоразнообразия мегаполиса НАН Украины, ул. Академика Лебедева 37, Киев, 03143.

Иваненко Олександра Миколаївна, младший научный сотрудник; Научный центр экомониторинга та біорізноманіття мегаполісу НАН України, вул. Академіка Лебедева 37, Київ, 03143.

Ковалева Маргарита Александровна, аспирантка отдела экологии бентоса; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Ковардаков Сергей Анатольевич, к.б.н., с.н.с., старший научный сотрудник; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Котюк Людмила Анатоліївна, к.б.н., доцент кафедры загальної екології; Житомирський національний агроекологічний університет, Старий бульвар 7, Житомир, 10008.

Кошелева Татьяна Николаевна, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Крылова Татьяна Алексеевна, ведущий инженер; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Кузнецов Борис Ильич, ведущий биолог; Ботанический сад им. проф. Б. М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета, ул. Ботанический сад 1, Воронеж, 394068, Россия.

Лохова Дарья Сергеевна, аспирантка; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Лукина Наталия Валентиновна, к.б.н., доцент, старший научный сотрудник лаборатории антропогенной динамики экосистем отдела биологических исследований ИЕН; Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б. Н. Ельцина, ул. Мира 19, Екатеринбург, 620000, Россия.

Мальцева Ирина Андреевна, д.б.н., профессор, зав. кафедрой ботаники и садово-паркового хозяйства; Мелитопольский государственный педагогический университет им. Богдана Хмельницкого, ул. Ленина 20, Мелитополь, 72300.

Мансурова Ирина Мьяулитовна, аспирантка; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Машукова Ольга Владимировна, к.б.н., младший научный сотрудник; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского НАН Украины, ул. Нахимова 2, Севастополь, 99011.

Моисеева Евгения Владимировна, к.б.н., старший научный сотрудник; Ботанический сад им. проф. Б. М. Козо-Полянского Воронежского государственного университета, ул. Ботанический сад 1, Воронеж, 394068, Россия.

Мороз Григорій Богданович, к.геогр.н, ассистент; Одеський державний аграрний університет, вул. Пантелеймонівська 13, Одеса, 65012.

Москалюк Татьяна Александровна, д.б.н., главный научный сотрудник; Ботанический сад-институт ДВО РАН, ул. Маковского 142, Владивосток, 690024, Россия.

Ниточко Мария Ивановна, младший научный сотрудник; Черноморский биосферный заповедник НАН Украины, ул. Лермонотова 1, Голая Пристань, 75600.

Олійник Мар'ян Петрович, аспірант; Прикарпатський національний університет ім. Василя Стефаника, вул. Шевченка 57, Івано-Франківськ, 76000.

Патлис Михаил Владимирович, студент біологічного факультета; Тавричеський національний університет ім. В. І. Вернадського, пр. Академіка Вернадського 4, Сімферополь, 95007.

Позаченюк Катерина Анатольевна, д.геогр.н., професор, зав. кафедрою фізическої географії і океанології; Тавричеський національний університет ім. В. І. Вернадського, пр. Академіка Вернадського 4, Сімферополь, 95007.

Поликарпов Геннадий Григорьевич, академик НАН України, д.б.н., професор, головний науковий співробітник; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Попов Александр Иванович, д.с.-х.н., професор, дійсний член Російської академії природничих наук, професор кафедри ґрунтознавства і екології ґрунтів; Санкт-Петербурзький державний університет, Університетська набережна 7/9, Санкт-Петербург, 199034, Росія.

Празукин Александр Васильевич, к.б.н., с.н.с., старший науковий співробітник; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Рахметов Джамал Бахдул огли, д.с.-г.н., професор, зав. відділу нових культур; Національний ботанічний сад ім. М. М. Гришка НАН України, вул. Тімірязєвська 1, Київ, 01014.

Рязанова Светлана Владимировна, магістрант біологічного факультета; Уральський федеральний університет імені першого Президента Росії Б. Н. Єльцина, ул. Мира 19, Єкатеринбург, 620000, Росія.

Стельмах Людмила Васильевна, к.б.н., с.н.с., старший науковий співробітник; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Терещенко Наталия Николаевна, к.б.н., с.н.с., ведучий науковий співробітник; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Токарев Юрий Николаевич, д.б.н., професор, зав. відділом біофізическої екології; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Харкевич Христина Олеговна, аспірантка; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Шадрин Николай Васильевич, к.б.н., с.н.с., старший науковий співробітник; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Шахматова Ольга Александровна, к.б.н., науковий співробітник лабораторії фіторесурсів; Інститут біології південних морів ім. А. О. Ковалевського НАН України, ул. Нахімова 2, Севастополь, 99011.

Шупова Татьяна Витальевна, к.б.н., старший науковий співробітник відділу динаміки популяцій в мегаполісі; Науковий центр екомоніторингу і біорізноманітності мегаполіса НАН України, ул. Академіка Лебедева 37, Київ, 03143.

Щербина Валентина Викторовна, аспірантка кафедри екології і охорони навколишнього середовища; Тавричеський державний агротехнологічний університет, ул. Станіславського 29, Мелітополь, 72309.

Ямалов Сергей Маратович, д.б.н., ведучий науковий співробітник; Ботанічний сад-інститут Уфимського наукового центру Російської академії наук, ул. Менделєєва 195, Уфа, 450080, Росія.

СОДЕРЖАНИЕ

Боков В. А. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ СОХРАНЕНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО И ЛАНДШАФТНОГО РАЗНООБРАЗИЯ КРЫМА И ИТОГИ РАБОТЫ II МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ «БИОРАЗНООБРАЗИЕ И УСТОЙЧИВОЕ РАЗВИТИЕ»	3
--	---

ФЛОРА И ФАУНА

Позаченюк Е. А. ФЛОРИСТИЧЕСКИЕ СВЯЗИ КРЫМА С ТОЧКИ ЗРЕНИЯ ПОЗИЦИОННЫХ ОТНОШЕНИЙ.....	11
---	----

Бактыбаева З. Б., Ямалов С. М. ФЛОРА И РАСТИТЕЛЬНОСТЬ РЕК СТЕПНОЙ ЗОНЫ БАШКИРСКОГО ЗАУРАЛЬЯ	22
--	----

Олійник М. П. ФЛОРА ПЕРЕЛОГІВ БИСТРИЦЬКО-ТЛУМАЦЬКОГО ОПІЛЛЯ	29
--	----

Лохова Д. С. ВИДОВОЙ СОСТАВ И ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПЕРИФИТОНА СТЕКЛЯННЫХ ПЛАСТИН ПРИ РАЗНЫХ СРОКАХ ИХ ЭКСПОЗИЦИИ (КАРАНТИННАЯ БУХТА, ЧЕРНОЕ МОРЕ)	33
---	----

Моисеева Е. В., Баранова Т. В., Воронин А. А., Кузнецов Б. И. КОЛЛЕКЦИЯ ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РОДА РОДОДЕНДРОН (<i>RHODODENDRON</i>) В БОТАНИЧЕСКОМ САДУ Б. М. КОЗО-ПОЛЯНСКОГО ВОРОНЕЖСКОГО ГОСУНИВЕРСИТЕТА	39
---	----

Харкевич Х. О. ПЕРВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ФАУНЫ И ЭКОЛОГИИ ТИХОХОДОК (<i>TARDIGRADA</i>) КАРКИНИТСКОГО ЗАЛИВА (КРЫМ, ЧЕРНОЕ МОРЕ)	45
---	----

Ануфриева Е. В., Шадрин Н. В. РАЗНООБРАЗИЕ РАКООБРАЗНЫХ В ГИПЕРСОЛЕННОМ ОЗЕРЕ ХЕРСОНЕССКОЕ (КРЫМ).....	55
---	----

Ниточко М. И. СТРУКТУРА И ДИНАМИКА НАСЕЛЕНИЯ ЖУЖЕЛИЦ И ЧЕРНОТЕЛОК (<i>COLEOPTERA: SARAVIDAE, TENEBRIONIDAE</i>) ПЕСЧАНОЙ СТЕПИ ЧЕРНОМОРСКОГО БИОСФЕРНОГО ЗАПОВЕДНИКА НАН УКРАИНЫ	62
---	----

Ковалева М. А. МАКРОЗООБЕНТОС СКАЛ АКВАТОРИИ КАРАДАГСКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВЕДНИКА (ЮГО-ВОСТОЧНЫЙ КРЫМ)	74
--	----

Гетьман Т. П. ИХТИОЦЕНЫ ПРИБРЕЖНОГО АКВАЛЬНОГО КОМПЛЕКСА МЫСА ХЕРСОНЕС (ЧЕРНОЕ МОРЕ)	79
---	----

Шупова Т. В. ОБИТАНИЕ УДОДА (<i>URUPA EROPS</i>) В УСЛОВИЯХ АНТРОПИЧЕСКИХ ТРАНСФОРМАЦИЙ ЛАНДШАФТОВ.....	90
--	----

БИОЦЕНОЛОГИЯ И БИОЛОГИЯ ВИДОВ

Шахматова О. А. ОТКЛИК ГИДРОБИОНТОВ НА СТРЕССОВЫЕ ФАКТОРЫ МОРСКИХ ЭКОСИСТЕМ	98
Гольдин Е. Б. МАССОВЫЕ ВИДЫ ЦИАНОБАКТЕРИЙ И МИКРОВОДОРОСЛЕЙ В ЭКОСИСТЕМАХ: МЕЖВИДОВЫЕ ВЗАИМООТНОШЕНИЯ И КО-ЭВОЛЮЦИОННЫЙ ПРОЦЕСС	114
Брянцева Ю. В., Горбунов В. П. ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ОСНОВНЫХ ПАРАМЕТРОВ ФИТОПЛАНКТОНА В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ ЧЕРНОГО МОРЯ	126
Ковардаков С. А., Празукин А. В. СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ДОННОГО ФИТОЦЕНОЗА БУХТЫ КРУГЛОЙ (СЕВАСТОПОЛЬ)	138
Стельмах Л. В., Мансурова И. М. ЭКОЛОГО-ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ БИОРАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ЧЕРНОГО МОРЯ	149
Котюк Л. А., Вергун О. М., Рахметов Д. Б. БІОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ <i>DRACOSERHALUM MOLDAVICA</i> У ЗВ'ЯЗКУ З ІНТРОДУКЦІЄЮ В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ	159
Иваненко О. М. КОНСОРТИВНІ ЗВ'ЯЗКИ АФІЛОФОРОЇДНИХ ГРИБІВ КИЇВСЬКОГО ПЛАТО	167
Джулай А. А. МЕЖГОДОВАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ ПИГМЕНТОВ И ПОГЛОЩЕНИЯ СВЕТА ФИТОПЛАНКТОНОМ В ПРИБРЕЖНЫХ ВОДАХ ЧЕРНОГО МОРЯ В РАЙОНЕ СЕВАСТОПОЛЯ	179
Георгиева Е. Ю. ОСОБЕННОСТИ СУТОЧНОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ФИТОПЛАНКТОНА СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД	191
Бурда Р. И., Игнатюк А. А. ЗНАЧЕНИЕ РЕПРОДУКТИВНОГО УСИЛИЯ В ПРОЦЕССЕ АНТРОПОГЕННОЙ МИГРАЦИИ <i>AMORPHA FRUTICOSA</i> (FABACEAE)	198
Иванова Е. А., Кошелева Т. Н. СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО ДОМИНИРОВАНИЯ НА ПРИМЕРЕ ТАКСОЦЕНА НЕМАТОД СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ	209
Вахрушева Л. П., Патлис М. В. ХАРАКТЕРИСТИКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ЦЕНОПОПУЛЯЦИИ <i>GYMNADENIA CONOPSEA</i> НА ДОЛГОРУКОВСКОЙ ЯЙЛЕ (КРЫМ)	217
Брижатая А. А., Москалюк Т. А. МОРФОСТРУКТУРА ВТОРИЧНЫХ ШИРОКОЛИСТВЕННЫХ ЛЕСОВ ЮЖНОГО ПРИМОРЬЯ КАК ОТРАЖЕНИЕ ВОССТАНОВИТЕЛЬНОЙ СУКЦЕССИИ	223

<i>Машукова О. В., Токарев Ю. Н.</i> ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА СВЕЧЕНИЕ <i>BEROE OVATA</i> (STENOPHORA: BEROIDA)	229
<i>Терещенко Н. Н., Поликарпов Г. Г., Крылова Т. А.</i> БАРЬЕРНАЯ РОЛЬ ЧЕРНОГО МОРЯ В ОТНОШЕНИИ $^{239, 240}\text{Pu}$, ^{137}Cs , ^{90}Sr – ОСНОВНЫХ ТЕХНОГЕННЫХ ДОЗООБРАЗУЮЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОСТЧЕРНОБЫЛЬСКИЙ ПЕРИОД	243
<i>Попов А. И.</i> ТРОФОСИСТЕМА ПОЧВА – РАСТЕНИЕ – ОСНОВА ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ	251
<i>Лукина Н. В., Рязанова С. В.</i> ОСОБЕННОСТИ МИКОРИЗООБРАЗОВАНИЯ В ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ	261
<i>Щербина В. В., Мальцева И. А.</i> ИЗМЕНЕНИЕ БИОРАЗНООБРАЗИЯ СИНЕЗЕЛЕННЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ	270
<i>Мороз Г. Б.</i> ЛАНДШАФТНЕ РІЗНОМАНІТТЯ СЕРЕДНЬО-СУХОСТЕПОВОГО ПЕДООКОТОНУ ПІВНІЧНО-ЗАХІДНОГО ПРИЧОРНОМОР'Я	275
<i>Ветрова Н. М., Гайсарова А. А.</i> ОБЕСПЕЧЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИМОРСКОГО РЕГИОНА: ОСОБЕННОСТИ ПРАВОВОГО ПОЛЯ	283
СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ	291